

TEHO-hankkeen raportteja, osa 5

Vedenlaadun automaattiseuranta

Yliskulman laskeutusallas

RUSLE-malli maatalouden vesiensuojelussa

Joni Koskinen ja Jani Peltonen (toim.)





TEHO-HANKKEEN JULKAISUJA 8/2011

Tehoa maatalouden vesiensuojeluun

Taitto: Seepia Design / Mia Grönberg

Painopaikka ja aika: Kopijyvä Oy, Jyväskylä 2011

Kannen kuvat: TEHO-hankkeen arkisto

Julkaisu on saatavilla internetistä: www.ymparisto.fi/teho

ISBN 978-952-257-341-4 (nid.)

ISSN 1798-1115 (pain.)

ISBN 978-952-257-342-1 (PDF)

ISSN 1798-1123 (verkkoj.)



Tehoa maatalouden vesiensuojeluun (TEHO) -hankkeessa v. 2008 – 2010 kehitetään ja toteutetaan käytännön vesiensuojelutoimenpiteitä. Hanketta rahoittavat maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö. Hankkeen toteutuksesta vastaavat Varsinais-Suomen ELY-keskus sekä MTK-Varsinais-Suomi ja MTK-Satakunta.

Esipuhe

Tehoa maatalouden vesiensuojeluun (TEHO) -hankkeessa kokeiltiin erilaisia keinoja maatalouden vesiensuojelun tehostamiseen. Vedenlaadun tarkalla ja ajantasaisella seurannalla on suuri merkitys, jotta voidaan arvioida vedenlaadun ajallisia vaihteluja ja vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutuksia. Automaattisella mittauksella päästään hyvinkin ajankohtaiseen ja tiheään mittaukseen. Tämän julkaisun ensimmäisessä raportissa käsitellään kokeilua, jossa testattiin sameuden ja nitraattitypen automaattimittausta Eurajoella, Aurajoella ja Loimijoella.

Automaattisia vedenlaatumittareita käytettiin myös laskeutusaltaan ravinteiden ja kiintoaineen pidätyskykyä testaavassa kokeessa Yliskulmassa, Liedon ja Tarvasjoen kuntien rajalla. Tarkoituksena oli selvittää toisaalta, miten automaattiasemat sopivat laskeutusaltaan vedenlaadun mittaukseen ja toisaalta, miten laskeutusallas toimii maatalouden vesiensuojelutoimenpiteenä. Laskeutusaltaalta saatuja tuloksia ja kokemuksia käsitellään julkaisun toisessa raportissa.

Jotta vesiensuojelutoimenpiteillä saavutettaisiin mahdollisimman suuri vaikutus, on suojelutoimenpiteet pystyttävä kohdentamaan mahdollisimman tarkoin. Paikkatietoaineistot ja -järjestelmät tarjoavat uusia työkaluja tähän. Perinteisesti kohdentamiseen on käytetty suunnittelijoiden laatimia yleissuunnitelmia ja niissä esitettyjä suojavyöhykesuosituksia. Julkaisun kolmas osa käsittelee MTT:ssä kehitteillä olevan RUSLE-eroosioriskimallin soveltumista toimenpiteiden kohdentamiseen.

Ajantasaisempi ja tarkempi vedenlaadun seuranta lienee kaikkien yhteinen tavoite tulevaisuudessa. Automaattisessa vedenlaadun seurannassa on kuitenkin edelleen kehitettävää. Tässä julkaisussa tarkastellaan kriittisesti automaattiasemien käyttöä vedenlaadun seurannassa ja pohditaan haasteita, joita niiden laajempi käyttö tuo tullessaan. Toivottavasti julkaisu virittää keskustelua automaattisen vedenlaadun seurannan roolista ja mahdollisuuksista tulevaisuudessa.

Turussa 25.8.2011

TEHO-hanke

Joni Koskinen
suunnittelija

Jani Peltonen
suunnittelija

SISÄLLYS

OSA I 4 – 23

Automaattiasemat vedenlaadun seurannoissa ja seurannan kehittäminen

Pasi Salmi, Kirsi Rastas, Joni Koskinen ja Jani Peltonen

OSA II 24 – 41

Yliskulman laskeutusaltaan seuranta ja valuma-alueelta tulevan kuormituksen arvioiminen

Pasi Salmi, Janne Heikkinen, Joni Koskinen, Kimmo Rasa ja Jani Peltonen

OSA III 42 – 59

RUSLE-maankulumisherkkyyden mallin käyttö ja mahdollisuudet maatalouden vesiensuojelussa

Joni Koskinen, Kimmo Härjämäki ja Anni Karhunen

Kuvailulehti 60

Documentation page 61

OSA I

Automaattiasemat vedenlaadun seurannoissa ja seurannan kehittäminen

Pasi Salmi, Kirsi Rastas, Joni Koskinen ja Jani Peltonen

SISÄLLYS

Johdanto	6
1. Aineistot ja menetelmät	7
1.1. Mittausasemien joet ja valuma-alueet	7
1.2. Käytetty mittaustekniikka	10
1.3. Mitatut parametrit	11
1.4. Mittausasemat	12
1.5. Sääasemat	13
1.6. Vesinäytteet	13
1.7. Laitteiden huollosta ja toimivuudesta	13
1.8. Mittariaineiston ja vertailunäytteiden välinen vertailu	14
1.9. Mittauspaikkojen välinen vertailu	15
1.10. Leasing-sopimuksella tehdyn vedenlaadun seurannan taloudellinen vertailu	16
2. Tulokset	16
2.1. Yksittäisten mittareiden ja vertailunäytteiden välinen vertailu	16
3. Johtopäätökset	23

Johdanto

TEHO-hanke kokeili Eurajoella, Loimijoella ja Aurajoella, yhteensä viidellä mittausasemalla veden sameuden ja nitraattitypen mittausta S::canin automaattisilla antureilla sekä Kellerin paineantureihin perustuvaa virtaamamittausta. Lisäksi kokeiltiin tiedonsiirron järjestämistä mittauslaitteilta sekä ympäristöhallinnon tietojärjestelmiin että TEHO-hankkeen määrittelemille www-sivuille. Samalla kokeiltiin mittauslaitteistojen tuottaman datan kalibrointia vertailuaineistoon sekä selvitettiin mittausasemien edellyttämiä huoltotoimenpiteitä ja laitteistoihin ja niihin liittyvien palvelujen tuottamista leasingsopimuksella. Kolmen mittausaseman yhteydessä oli yleisimpiä säämuuttujia mittaava sääasema. Automaattiasemien vedenlaadun aineisto sekä sää- ja vedenkorkeustiedot päivittyivät GSM-datapuheluina kerran päivässä internet-sivuille.

Yhtenä tavoitteena oli arvioida antureiden soveltuvuutta vedenlaadun mittaukseen Lounais-Suomelle tyypillisissä jokivesissä. Hankkeessa kerättiin myös käytännön kokemuksia laitteistojen ympärivuotisesta käytöstä ja mittaustekniikan kustannuksista. Mittausaineistoa käytettiin myös mittauspaikkojen ja mittalaitteiden väliseen vertailuun yhdessä muun aineiston kanssa. Tällä laajennetulla aineistolla kokeiltiin myös aineiston mediaanitasoitusta, jolla pyrittiin poistamaan aineistosta esim. mittarivirheen vuoksi poikkeavat arvot.

Hankkeessa todettiin, että automaattiasemia käyttämällä voidaan saada yksityiskohtaisia tuloksia vedenlaadusta ja sen ajoittaisista vaihteluista. Toisaalta menetelmän kehittäminen on edelleen tarpeellista, jotta voidaan taata riittävän luotettavat vedenlaatuaineistot kaikissa olosuhteissa.

1. Aineistot ja menetelmät

1.1. Mittausasemien joet ja valuma-alueet

Eurajoen valuma-alue

Eurajoki saa alkunsa Pyhäjärven pohjoispäästä Kauttualta ja laskee Eurajoensalmeen (kuva 1). Pituutta joella on noin 50 kilometriä, vesistöalueen pinta-ala on 1 336 km² ja järvisyys 13 %. Joessa on kolme vesivoimalaitosta ja lisäksi merkittävimpään sivujokeen, Köyliönjokeen, on Kokemäenjoesta putki, jolla turvataan Eurajoen veden riittävä määrä kuivina kausina. Vesistöalueen suurimmat kuormittajat ovat maatalous, haja-asutus ja teollisuus. Taulukossa 1 on esitetty Eurajoen pistekuormitus vuosina 2008 – 2009. Ilmoituksia satunnaispäästöistä jokeen on saatu muutamia kertoja mittauskaudella.

Taulukko 1. Eurajoen mittauspisteen yläpuolinen pistekuormitus.

Alue	Parametri	2008	2009
Eurajoki	kiintoaine (kg)	108 654	96 804
Eurajoki	kokonaisfosfori (kg)	2 571	1 440
Eurajoki	kokonaistyyppi (kg)	63 453	56 434

Loimijoen valuma-alue

Loimijoki on 114 kilometriä pitkä Kokemäenjoen suurin sivujoki, joka alkaa Tammelan Pyhäjärvestä ja yhtyy Kokemäenjokeen Huittisissa (kuva 1). Loimijoen järvisyys on suurinta sen yläjuoksulla Tammelassa, muualla järviä ei ole. Aiemmin joen vedenlaatua huononsi teollisuuden ravinne- ja raskasmetallikuormitus. Nykyään teollisuuden kuormitus on vähentynyt ja suurin kuormittaja on maatalouden hajakuormitus. Loimijoen valuma-alue on 3 140 km², josta 40 % on viljelysmaata ja 50 % metsämaata. Loimijoen valuma-alueen järvisyys on 2,7 %. Taulukossa 2 on esitetty Loimijoen pistekuormitustiedot vuosina 2008 ja 2009.

Taulukko 2. Loimijoen mittauspisteen yläpuolinen pistekuormitus.

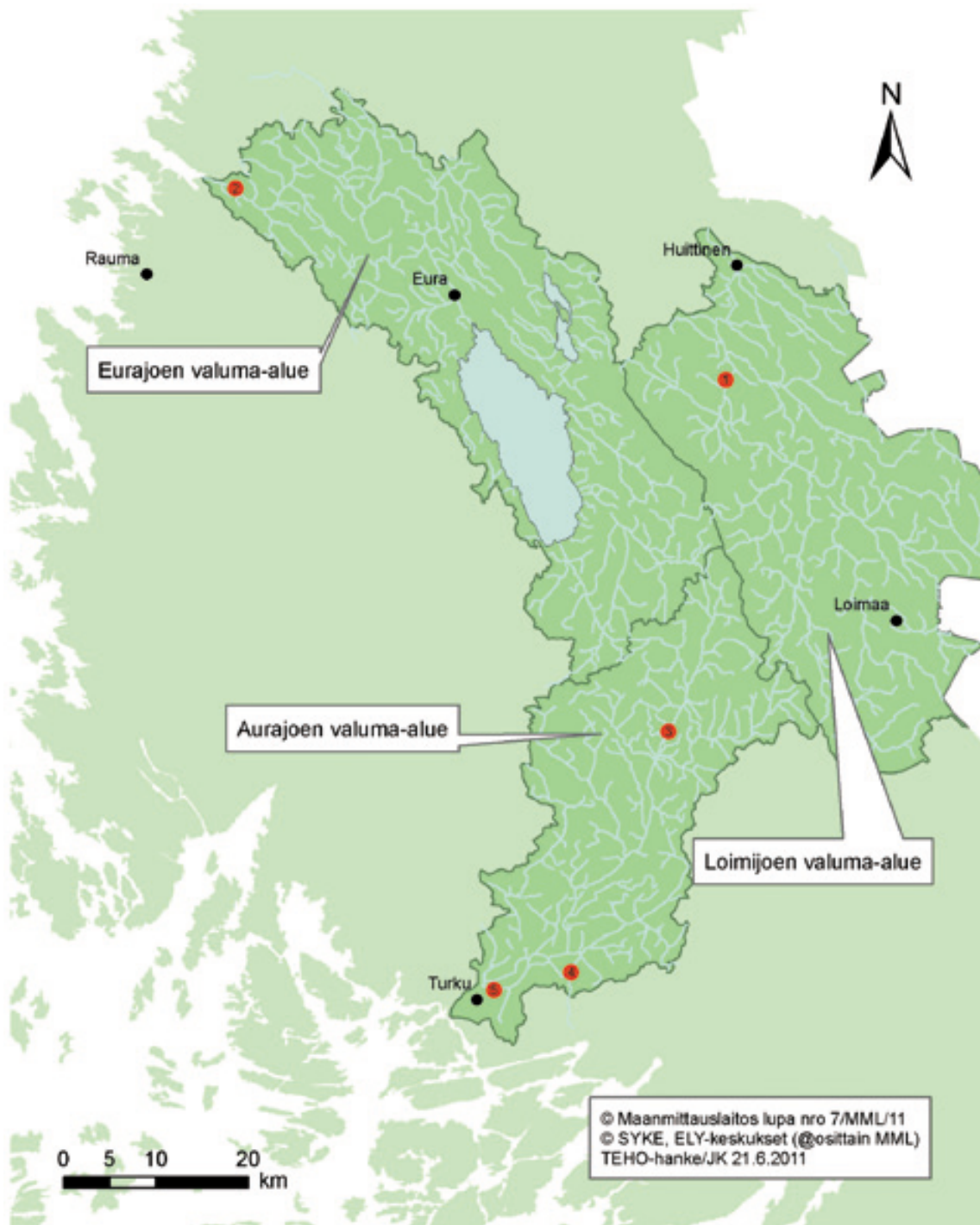
Alue	Parametri	2008	2009
Loimijoki	kiintoaine (kg)	23 378	10 806
Loimijoki	kokonaisfosfori (kg)	200	115
Loimijoki	kokonaistyyppi (kg)	7 640	6 030

Aurajoen valuma-alue

Saaristomereen laskeva noin 70 km pitkä Aurajoki saa alkunsa Oripään harjuesiintymillä ja virtaa monen Varsinais-Suomen kunnan läpi. Aurajoen valuma-alueesta 40 % on peltoa ja vain 0,2 % järviä (Savojärvi 1,1 km²). Keskivirtaama Halistenkoskella on noin 7 m³/s. Taulukossa 3 on esitetty Aurajoen pistekuormitus. Kuormittajia ei ole Pöytyän mittarin yläpuolella eikä Kärpijoella, joten pistekuormituksen vaikutus näkyy vain Halisissa olevassa mittarissa.

Taulukko 3. Aurajoen (Halisten) mittauspisteen yläpuolinen pistekuormitusmäärä.

Alue	Parametri	2008	2009
Aurajoki	kiintoaine (kg)	11 953	5 785
Aurajoki	kokonaisfosfori (kg)	332	177
Aurajoki	kokonaistyyppi (kg)	12 632	11 796



Kuva 1. Kartalla on kolme mittausaluetta. Punaiset pallot esittävät mittauspaikkoja:

- 1 = Loimijoen mittausasema
- 2 = Eurajoen mittausasema
- 3 = Aurajoen (Pöytyä) mittausasema
- 4 = Kärpjoen mittausasema
- 5 = Aurajoen (Halisten) mittausasema

1.2. Käytetty mittaustekniikka

Aineiston keräämisessä käytettiin S::canin spectro::lyserTM UV-Vis –laitteita. Mittarit perustuvat UV-spektrometriaan. Mittari on yhteydessä paineilmasäiliöön (kuva 2), ja mittausalue ikkunoinen puhdistetaan paineilmalla ennen jokaista mittausta. Mittarin suositeltu huoltoväli on noin kuukausi. Huoltovälin periaatteena oli, että aineistossa ei näy tasomuutosta huollon jälkeen. Huollossa mittarin runko ja mittausosa puhdistettiin toimenpiteeseen soveltuvalla erikoisharjalla. Puolen vuoden välein laitteisto huollettiin perusteellisesti.



Kuva 2. Jokaisella mittausasemalla oli akku ja paineilmapullo, joiden katkeamaton toiminta varmistettiin säännöllisellä huoltokäynnillä. Kuva: Eriika Lundström



Kuva 3. Mittarin pesua harjalla ja saippualliuoksella. Kuva: Airi Kulmala

1.3. Mitatut parametrit

Tutkimukseen valittiin sameutta ja nitraattityppeä mittaavat laitteet jotka ohjelmoitiin mitamaan pitoisuuksia vedestä puolen tunnin välein. Kaikilla viidellä mittausasemalla mitattiin virtaamaa ilmanpaine-kompensoitujen KELLER PR46 -sarjan paineantureiden avulla.

Mitatusta sameudesta laskettiin vertailunäytteiden tulosten avulla kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuudet ja nitraattitypen mittaustuloksista kokonaistyyppipitoisuus. Vertailunäytteiden tulosten avulla mitatusta sameudesta laskettiin kiintoaine ja kokonaisfosforimäärä ja nitraattitypen tuloksen avulla kokonaistyyppimäärä. Paineantureiden pinnankorkeustulosten avulla laskettiin virtaama. Pitoisuus- ja virtaamatietojen avulla laskettiin kuormituksen määrää. Lisäksi Vaisala VXT-sarjan sääasemalla mitattiin sään perusmuuttujia, erityisesti sademäärää.

1.4. Mittausasemat

Eurajoen valuma-alueen vedenlaadun mittausasema sijaitsi joen penkalla Vuojoen kartanon kivisillasta noin 10 metriä alajuoksulle päin. Loimijoella oli yksi mittari, joka sijaitsi Rutavan padolla patorakennelman yläpuolella. Padon yläpuolelle muodostuu pieni järvinäinen allas. Mittarin sijainnista johtuen tuloksissa saattoi myös näkyä altaan sisäistä kuormitusta. Aurajoen pääuomassa mittausasemia oli kaksi. Riihikosken mittausasema sijaitsi taajaman tuntumassa joen ylittävän yksityistien varrella sillan alajuoksun puolella Riihikosken pohjapadon vaikutusalueella. Toinen pääuoman mittausasema on Turussa, Halisten vesilaitoksen padon yläpuolella. Savijoen mittauspiste sijaitsi Kärpijoella. Kärpijoen mittausasema sijaitsi raportoitavan mittausjakson ajan joen penkalla Savijoen ylittävän maantien sillasta alajuoksulle päin (kuva 4).



Kuva 4. Kuvassa on Kärpijoen mittauspaikka Savijoella ja esimerkki käytetystä mittauslaiturista. Mittari on sijoitettu laiturin päähän ja kiinnitetty kuvassa näkyvään vaaleaan pylvääseen. Kuva: Sanna Mattila

1.5. Sääasemat

Pöytyän aseman yhteydessä ja Eurajoen aseman valuma-alueella oli paikalliset sääasemat. Sääasema mittasi puolen tunnin välein ilman lämpötilan, vuorokauden sademäärän, tuulennopeuden, tuulensuunnan, ilmankosteuden ja ilmanpaineen. Säätiedoilla täydennettiin mittausalueen tuloksia.

Seurantajakson sää

Talvi 2008 – 2009 oli normaalitalvea hieman lämpimämpi ja vähäsateisempi. Kevät 2009 oli lämmin ja vähäsateinen. Kesä oli lämpötiloiltaan normaalinkaltainen, vaikka kesäkuun alku oli erittäin kylmä. Kasvukauden sademäärät olivat tavanomaisia, poikkeuksena elokuu, jolloin satoi lähes kaksinkertaisesti tavanomaiseen nähden. Syksyllä säätilat vaihtelivat huomattavasti. Talvi 2009 – 2010 oli pitkän aikavälin keskimääräisiä talvia kylmempi ja lumisempi. Vuoden 2010 kesä oli kuiva ja vähäsateinen. Kuivuus jatkui syys-lokakuulle. Pysyvä lumipeite tuli joulukuun alussa.

1.6. Vesinäytteet

Automaattiasemien vedenlaatua tarkkailtiin otostyyppisillä vertailunäytteillä. Vertailunäytteet otettiin anturisyvyydestä noin kahden viikon välein, yleensä mittarin puhdistuksen yhteydessä. Vertailunäytteet otettiin muovipulloon ja toimitettiin Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy:n laboratorioon. Laboratoriossa näytteistä analysoitiin sameus ja suodattamaton nitriitti-nitraattityppi. Laboratoriotuloksia verrattiin automaattisen mittauslaitteen aineistoon. Tarvittaessa mittarin tuottamaan aineistoon tehtiin tarvittavat korjaukset, jos kalibrointitulokset viittasivat jatkuvaan virheeseen. Vertailunäytteiden lisäksi kerättiin vedenlaatutietoa Ympäristöhallinnon Hertta-tietokannasta.

1.7. Laitteiden huollosta ja toimivuudesta

Automaattiasemien rutiinihuolto suoritettiin omana työnä huolto-ohjeiden mukaan. Huollossa anturin runko puhdistettiin ensin harjaamalla. Sen jälkeen mittakyvatin ikkunaväli puhdistettiin. Laitteeseen oli kytkettynä paineilmapuhdistus, joka käynnistyi ja puhdisti linssiä ennen jokaista mittaustapahtumaa. Rutiinihuollossa myös paineilmalaitteiston kunto varmistettiin. Asemien sähkönsaanti tarkistettiin huoltojen yhteydessä. Verkkolaitteen kanssa toimivissa asemissa oli akkuvarmennus sähkökatkon varalle. Laitetoimittaja teki antureiden perushuollot sopimuksen mukaisesti kaksi kertaa vuodessa. Huollossa optisille osille tehtiin perusteellinen testaus ja nollaus. Kaikki huoltotoimet koottiin reaaliaikaisesti

huoltopäiväkirjaan. Huoltotoimet ajoitettiin siten, että huollon jälkeen ei aineistossa näkynyt tasomuutosta. Pisimmillään huoltoväli oli kuukausi, normaalisti kaksi viikkoa. Laite-toimittaja vastasi asemien vikapäivystyksestä ja toimitti TEHO-hankkeelle tiedot kaikista virhetilannehavainnoista ja korjauksista.

Talviaikaiset huollot olivat hankalia ja työläitä jään muodostumisen seurauksena. Joidenkin kiinnitys- ja asennusratkaisujen vuoksi osa mittareiden huoltotoimista oli hankalia ja voimaa vaativia. Kesäaikana huollot hoituivat sujuvimmin.

Mittalaitteiden kalibroinnissa käytettiin aineistona mittarin mittaamia tuloksia ja laboratoriossa määritettyjä vertailuarvoja. Kalibroinnissa oli otettava huomioon, että mittarin ja mittauspaikan vaikutuksia tuloksiin ei voitu erotella.

1.8. Mittariaineiston ja vertailunäytteiden välinen vertailu

Seurantajakso koostui kahdesta mittausjaksosta: kalibroitijaksosta ja verifointijaksosta. Kalibroitijaksena oli aikaväli 3/2009 – 5/2010. Jakson aikana otettiin vertailunäytteitä, joista laboratoriossa saatujen määritystulosten avulla tuotettiin ja muokattiin mittareiden kalibroitaineisto.

Mittareiden ja vertailunäytteiden tuloksia verrattiin keskenään lineaarisella regressio-analyysillä. Kaikista mittauspaikoista tutkittiin mittareiden mittaamia sameuden ja nitraatityypen tuloksia. Analyysillä selvitettiin mittarien lineaariset regressiot ja piirrettiin regressiosuorat sekä laskettiin suorien kulmakertoimet, vakioerot, havaintojen lukumäärä ja selitysaste. Regressioanalyysi teki mittauslaitteet toimittanut konsulttiyritys.

Mittareiden toimivuutta arvioitiin jakson 6/2010 – 12/2010 aineistosta niin, että konsultti tuotti aiemmasta mittausjaksosta eri muuttujista laadittujen sovituskäyrien perusteella johdannaismuuttujat (kiintoaine, kokonaisfosfori ja kokonaistyyppi) ja anturien suoraan mitaaman suureet. Toisen mittausjakson anturin hetkellisiä mittaustuloksia tai päivittäisistä keskiarvoja verrattiin vertailunäytteiden tuloksiin. Kalibroidusta anturaineistosta ja vertailunäytteistä laadittiin regressioanalyysi. Tämän lisäksi otosaineistoa verrattiin t-testillä tai Wilcoxonin-testillä. Aineistoille ei tehty muunnoksia normaalisuusetestusten toteuttamiseksi. Aineiston normaalisuus testattiin kuitenkin ennen parittaisia testejä.

1.9. Mittauspaikkojen välinen vertailu

Mittauspaikkojen välisessä vertailussa käytettiin aineistona mittarin mittaamia tuloksia ja laboratoriossa määritettyjä vertailuarvoja sekä Hertan aineistoa. Tässä osuudessa vertailtiin mittareiden kalibroituja tuloksia keskenään. Kaikista mittauspaikoista tutkittiin sameuden ja nitraattitypen tuloksia sekä verrattiin mittareista piirrettyjen suorien kulmakertoimia ja vakiotermejä toisiinsa. Aineistolle tehtiin myös ns. mediaanitasoitus liukuvan mediaanin avulla. Tasoituksella pyrittiin poistamaan aineistosta esimerkiksi mittarivirheen vuoksi poikkeavat arvot.

Regressiosuorat mittauspaikkojen välillä

Mittauspaikkojen välinen vertailu aloitettiin tuottamalla kaikkien paikkojen sameus- ja nitraattitypen pitoisuuksien regressiosuorat samaan kuvaajaan. Regressiosuorien yhtälöiden ja kuvien perusteella saatiin alustava käsitys suorien sijainneista. Mahdolliset erot regressiosuorien kulmakertoimien tai vakiotermien ja erojen tilastollinen merkittävyys tutkittiin vielä tarkemmin tilastollisin testeillä. Regressiosuorilla päättely perustui ainoastaan silmämääräisiin tulkintoihin, mutta tarkempi erojen tulkinta pohjautui tilastollisiin testeihin ja p-arvoihin.

Lineaarinen sekamalli

Lineaarisella sekamallilla tarkasteltiin kalibrointituloksia mittareittain. Analyysiin otettiin mukaan koko aineisto, josta tilastollisin menetelmin selvitettiin mahdollisia eroja mittareiden (=mittauspaikkojen) välillä. Analyysin tuloksista nähdään, onko sameuden tai nitraattitypen vakiotermeillä tai kulmakertoimilla tilastollisesti merkitseviä eroja.

Mediaanitasoitus

Mediaanitasoitusta käytettiin poikkeavien havaintojen havaitsemiseen ja poistamiseen aineistosta. Menetelmässä käytetään usean peräkkäisen mittaustuloksen mediaaneja ja niiden kuvaajia. Aineistoissa, joissa luonnolla ja sen ilmiöllä on suuri vaikutus, on vaikea sanoa, mitkä poikkeavista havainnoista johtuvat esimerkiksi mittausvirheestä, ja mitkä havainnoista taas ovat luonnon oikeita tapahtumia. Mediaanitasoituksessa ei poisteta aineistosta mitään, mutta suuret yksittäiset poikkeamat saavat hyvin vähän painoarvoa. Mediaanitasoituksen kuvaajissa saattaa poikkeavia havaintoja näkyä edelleen, mutta kun tarkasteluun sisällytetään useampi piste, mediaaniksi kuvioon tulee poikkeavia havaintoja vain, jos useampi peräkkäinen havainto saa suuren arvon.

Mediaanitasoituksen kuvasarjoissa käytettiin ensin kaikilla kalibroiduilla arvoilla tuotettua aikasarjaa, sen jälkeen 5, 11 ja 31 peräkkäisen pisteen mediaaneja (taulukko 4). Viiden pisteen peräkkäinen mediaani kuvaa todellisuudessa kahden tunnin ajanjaksoa, 11 pisteen mediaani puolestaan viiden tunnin jaksoa ja 31 pisteen mediaani 15 tunnin jaksoa.

Taulukko 4. Peräkkäisissä mediaaneissa aineiston jokaiselle riville lasketaan mediaanin arvo, eli suuruusjärjestyksessä keskimäinen luku. Esimerkiksi viiden peräkkäisen pisteen mediaani lasketaan kahden edeltävän rivin, kyseisen rivin ja kahden seuraavan rivin kesken.

Havainto	Kalibroitu arvo	Mediaanin laskukaava
130	13,8	M130
131	16,9	M131
132	12,2	$M132(11,9; 12,2; 13,7; 13,8; 16,9) = 13,7$
133	13,7	$M133(11,9; 12,2; 13,7; 16,5; 16,9) = 13,7$
134	11,9	M134
135	16,5	M135

1.10. Leasing-sopimuksella tehdyn vedenlaadun seurannan taloudellisen vertailu

Taloudellisessa vertailussa selvitettiin vedenlaadun seurannan kustannuksia leasing-sopimuksella ja omilla laitteilla. Leasing-sopimuksessa laitteisto vuokrataan ja kalibroitipalvelut ostetaan, mutta huolto, vertailunäytteiden otto ja analytiikka suoritetaan omana työnä. Vertailu tehtiin seurantamalliin, jossa laitteisto hankitaan omaksi ja kaikki tarvittavat toimenpiteet tehdään omana työnä.

Vertailussa oli viisi automaattiasemaa viiden vuoden ajan. Laskennoissa käytetyt kustannukset perustuvat yleisesti toteutuneisiin kustannuksiin.

2. Tulokset

Automaattiasemat toimivat lähes moitteettomasti, eikä antureiden tuottamissa aineistoissa ollut havaittavissa nousevia tai laskevia autokorreloituvia mittausjaksoja.

2.1. Yksittäisten mittareiden ja vertailunäytteiden välinen vertailu

Mittarin tuottamasta kalibrointi- ja otostyyppisestä aineistosta tehtiin regressioanalyysit. Taulukossa 5 on esitetty mittaussuureiden väliset suhteet matemaattisena yhtälönä sekä selitysasteena.

Mittausjakson aikana huomattiin, että eri vesistöissä antureiden mittaustulosten ja kalibrointinäytteiden välinen korrelaatio vaihteli. Kalibrointituloksen mukaan suoran kulmakerroin (mittarin sameus suhteessa vertailunäytteen sameuteen) vaihtelee paikkakohtaisesti välillä 1,40 – 3,43. Sameuden kautta johdannaismuuttujina laskettujen muuttujien vaste vaihtelee kiintoaineella välillä 1,34 – 2,87 ja kokonaisfosforilla välillä 0,37 – 4,53.

Nitraattityppellä kulmakertoimen vaihteluväli oli 0,73 – 0,96 ja vaste kokonaistyppeen oli kauttaaltaan hyvä. Paikkakohtainen vaihtelu oli pienempää kuin sameustulosten kautta lasketuilla muuttujilla.

Taulukko 5. Automaattiaseman kalibrointisuorat anturin mittaamien suureiden ja vertailunäytteiden välillä 3/2009 – 5/2010 kalibrointijakson aikana.

Joki	Automaatti-asema	Sameus vs. sameus	Sameus vs. kiintoaine	Sameus vs. kokonaisfosfori	Nitraattityppi vs. nitraattityppi	Nitraattityppi vs. kokonaistyyppi
Aurajoki	Pöytyä, Riihikoski	$y=2,88x-4,70$ $R^2=0,92$; $n=13$	$y=2,52x-9,03$ $R^2=0,91$; $n=13$	$y=2,52x-9,03$ $R^2=0,81$; $n=13$	$y=0,95x-0,72$ $R^2=0,98$; $n=13$	$y=1,11x-0,45$ $R^2=0,99$; $n=13$
	Kärpijoki	$y=2,82x-6,35$ $R^2=0,98$; $n=12$	$y=2,33x-8,16$ $R^2=0,96$; $n=12$	$y=3,93x+28,86$ $R^2=0,95$; $n=12$	$y=0,73x+0,18$ $R^2=0,96$; $n=12$	$y=0,98x+0,45$ $R^2=0,96$; $n=12$
	Halinen	$y=2,22x+27,5$ $R^2=0,95$; $n=7$	$y=1,59x+24,1$ $R^2=0,89$; $n=7$	$y=0,37x+106,6$ $R^2=0,03$; $n=7$	$y=0,96x-0,45$ $R^2=0,87$; $n=7$	$y=0,88x+0,33$ $R^2=0,88$; $n=7$
Eurajoki	Vuoljoki	$y=1,40x+4,36$ $R^2=0,69$; $n=13$	$y=1,34x+5,73$ $R^2=0,78$; $n=13$	$y=2,23x+27,70$ $R^2=0,84$; $n=13$	$y=0,91x-0,34$ $R^2=0,98$; $n=13$	$y=0,99x+0,45$ $R^2=0,97$; $n=13$
Loimijoki	Rutava	$y=3,43x-13,88$ $R^2=0,98$; $n=13$	$y=2,87x-7,79$ $R^2=0,96$; $n=13$	$y=4,53x+20,67$ $R^2=0,96$; $n=13$	$y=0,92x-0,67$ $R^2=0,99$; $n=13$	$y=1,03x-0,02$ $R^2=0,98$; $n=13$

Eri automaattiasemien välillä oli eroa, sen suhteen miten hyvin anturitekniikka ja vertailunäytteet mittasivat samaa vedenlaatu suuretta. Taulukossa 6 on esitetty parittaiten vertailujen tulokset asemittain eri mittaussuureille.

Taulukko 6. Parittaiset vertailut anturiaineiston ja otostyyppisten näytteiden välillä.
sama = menetelmät ovat mitanneet samaa otospopulaatiota; eri = eri otospopulaatiota.

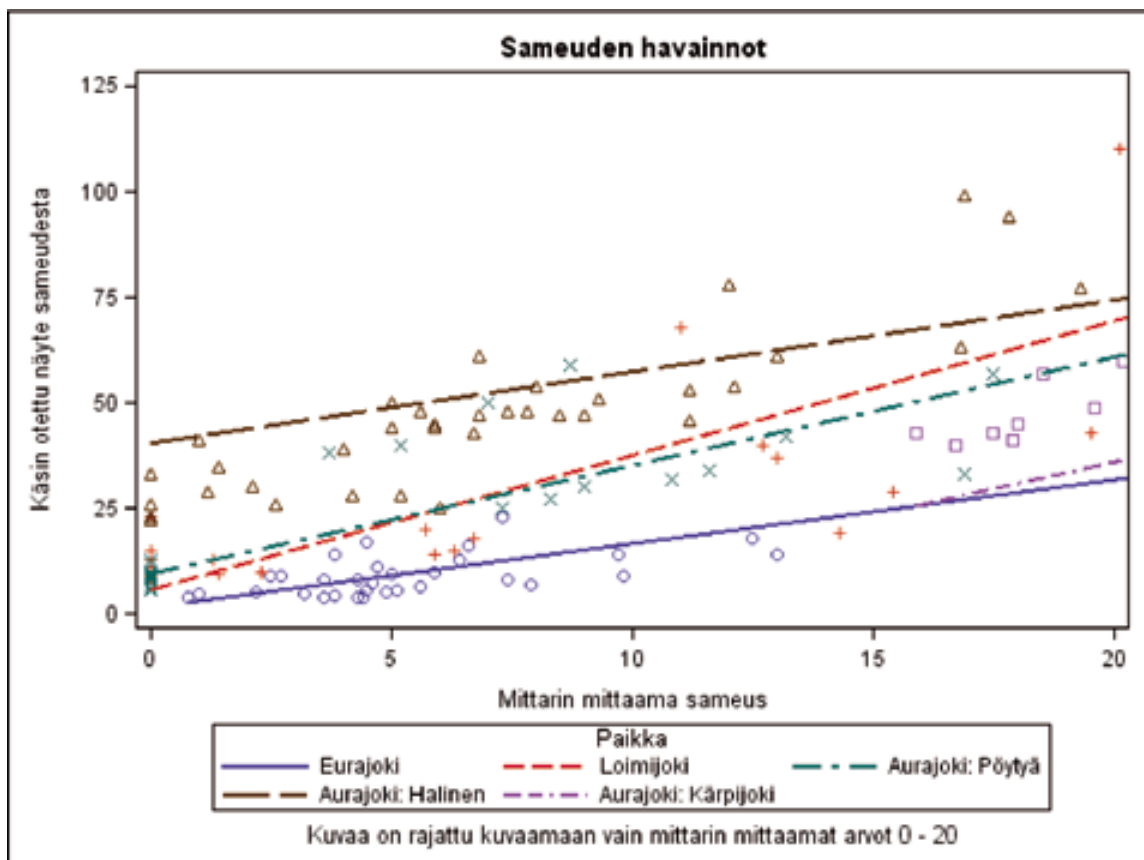
Joki	Automaattiasema	Sameus	Kiintoaine	Kokonaisfosfori	Nitraattityppi	Kokonaistyyppi
Aurajoki	Pöytyä, Riihikoski	sama	eri	eri	sama	eri
	Kärpijoki	eri	eri	sama	eri	eri
	Halinen	sama	sama	sama	sama	eri
Eurajoki	Vuoljoki	sama	sama	eri	eri	sama
Loimijoki	Rutava	eri	eri	sama	sama	sama

Mittauspaikkojen välinen vertailu

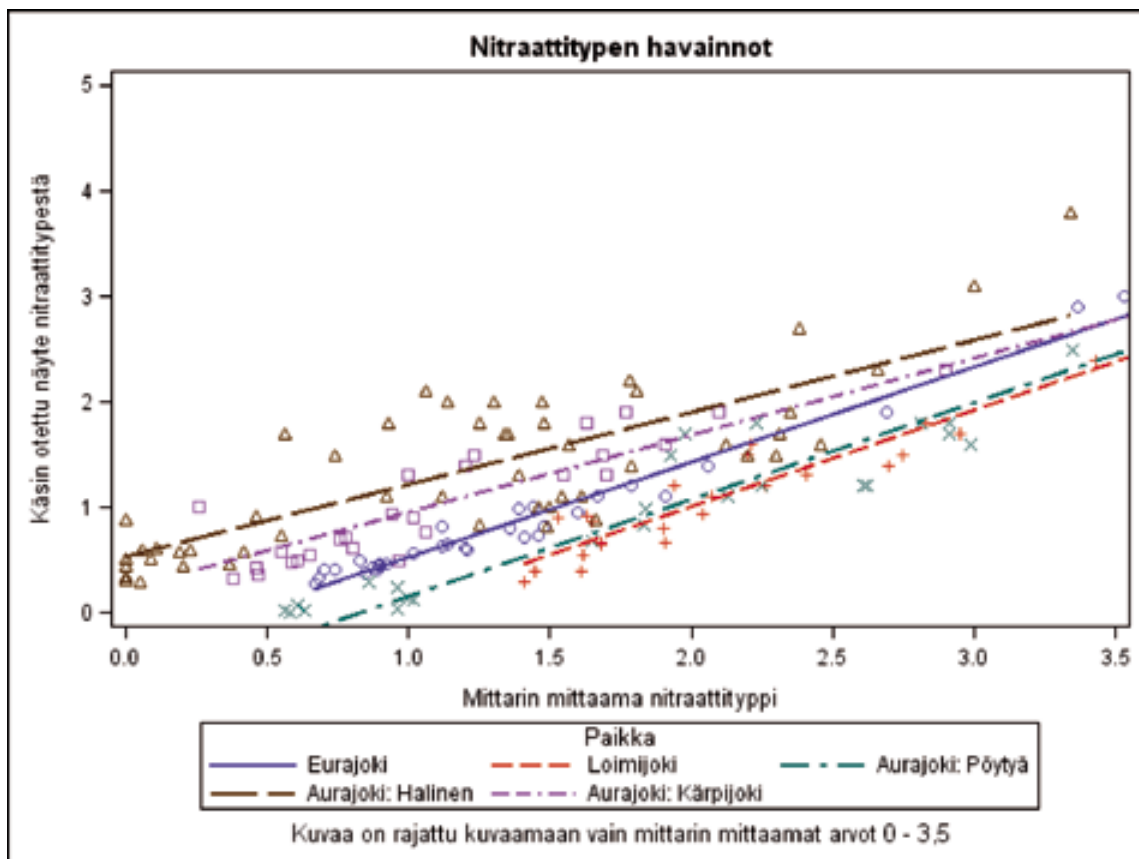
Alustavassa silmämääräisessä vertailussa ei voitu todeta suuriakaan eroja mittareiden (= mittauspaikkojen) kulmakertoimien välillä (taulukko 7, kuvat 5 ja 6). Suurempia eroja sen sijaan vaikutti olevan vakiotermeissä sekä sameudella että nitraattitypellä.

Taulukko 7. Regressiosuorien yhtälöt mittausasemittain eroteltuna.

Joki	Automaattiasema	Sameus	Nitraattityppi
Aurajoki	Pöytyä, Riihikoski	$y = 2,57x + 9,57$ $R^2 = 0,88$; $n = 30$	$y = 0,92x - 0,76$ $R^2 = 0,97$; $n = 30$
	Kärpijoki	$y = 2,52x - 14,34$ $R^2 = 0,91$; $n = 31$	$y = 0,73x + 0,22$ $R^2 = 0,93$; $n = 30$
	Halinen	$y = 1,70x + 40,43$ $R^2 = 0,58$; $n = 52$	$y = 0,69x + 0,52$ $R^2 = 0,65$; $n = 52$
Eurajoki	Vuoljoki	$y = 1,52x + 1,34$ $R^2 = 0,64$; $n = 32$	$y = 0,90x - 0,38$ $R^2 = 0,98$; $n = 32$
Loimijoki	Rutava	$y = 3,19x + 5,52$ $R^2 = 0,94$; $n = 30$	$y = 0,92x - 0,84$ $R^2 = 0,98$; $n = 30$



Kuva 5. Mittausasemittain piirretyt lineaariset regressiosuorat sameudesta.



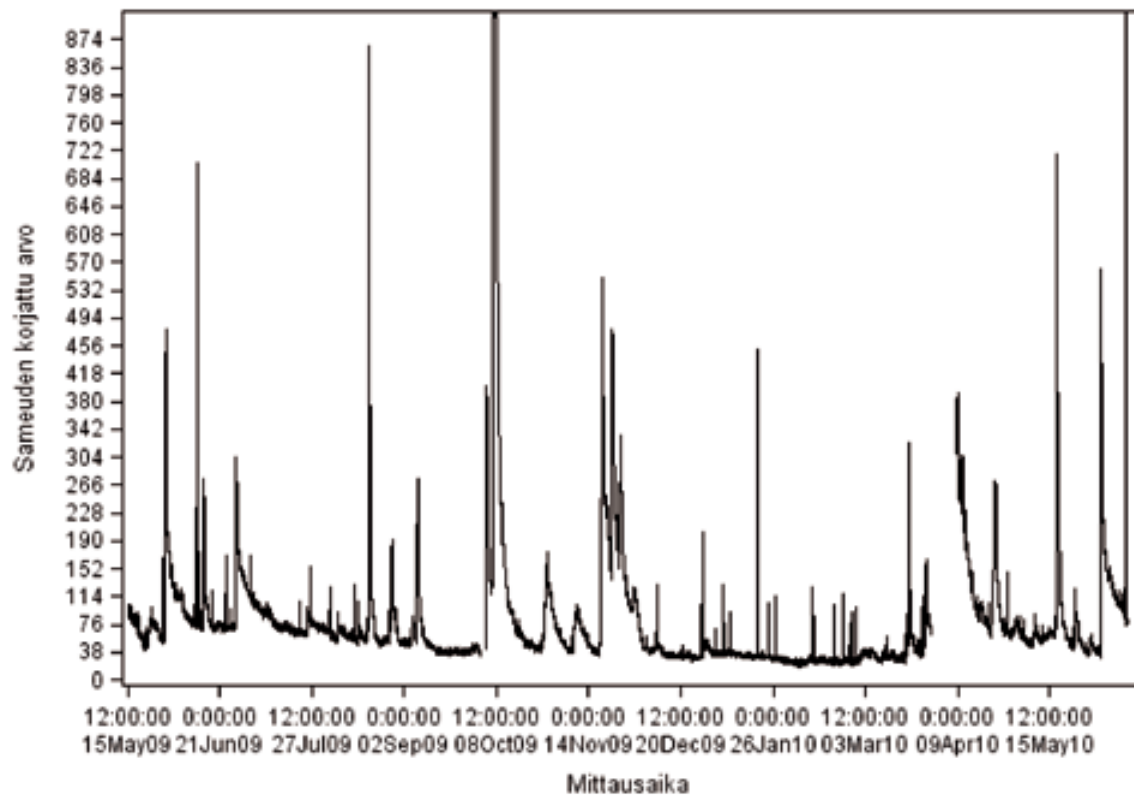
Kuva 6. Mittausasemittain piirretyt lineaariset regressiosuorat nitraattitypestä.

Lineaarinen sekamalli

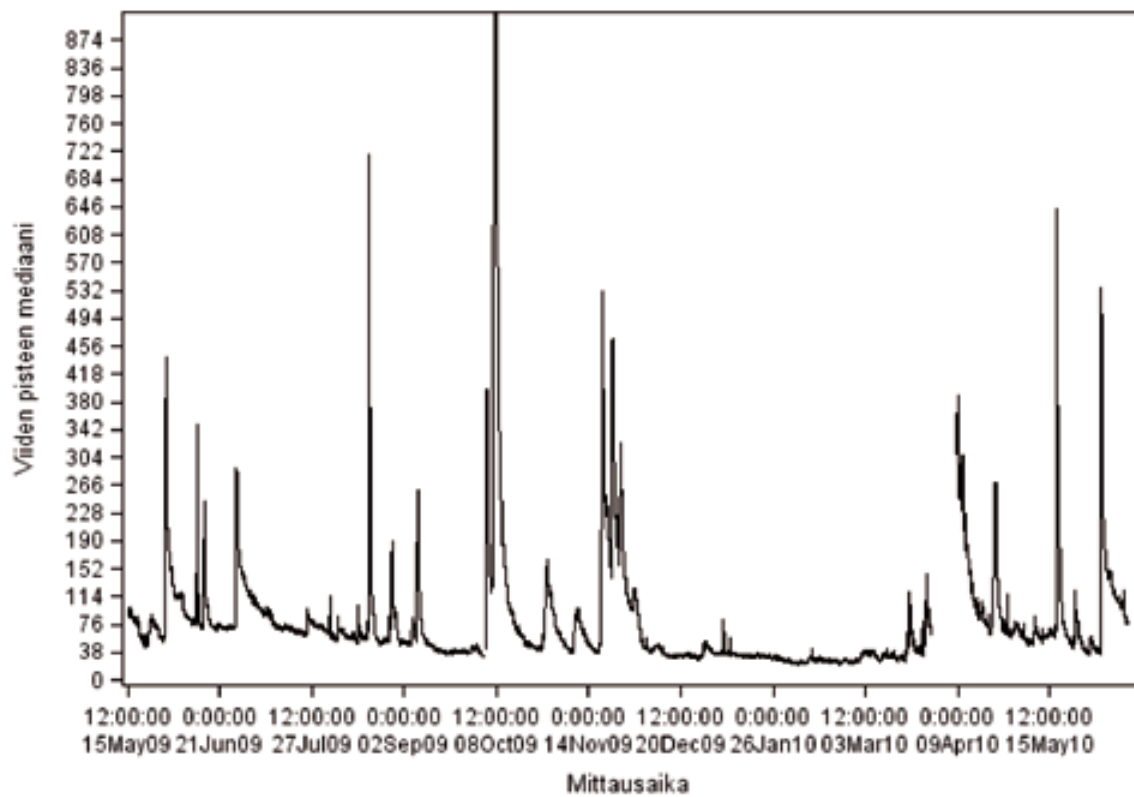
Lineaarisen sekamallin analyysin tulosten perusteella voidaan sanoa, että vakiotermeillä on tilastollisesti merkitseviä eroja sekä sameudella että nitraattitypellä. Kulmakertoimilla ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja kummassakaan tapauksessa. Analyysin perusteella mittauspaikkojen välillä oli eroa.

Mediaanitasoitus

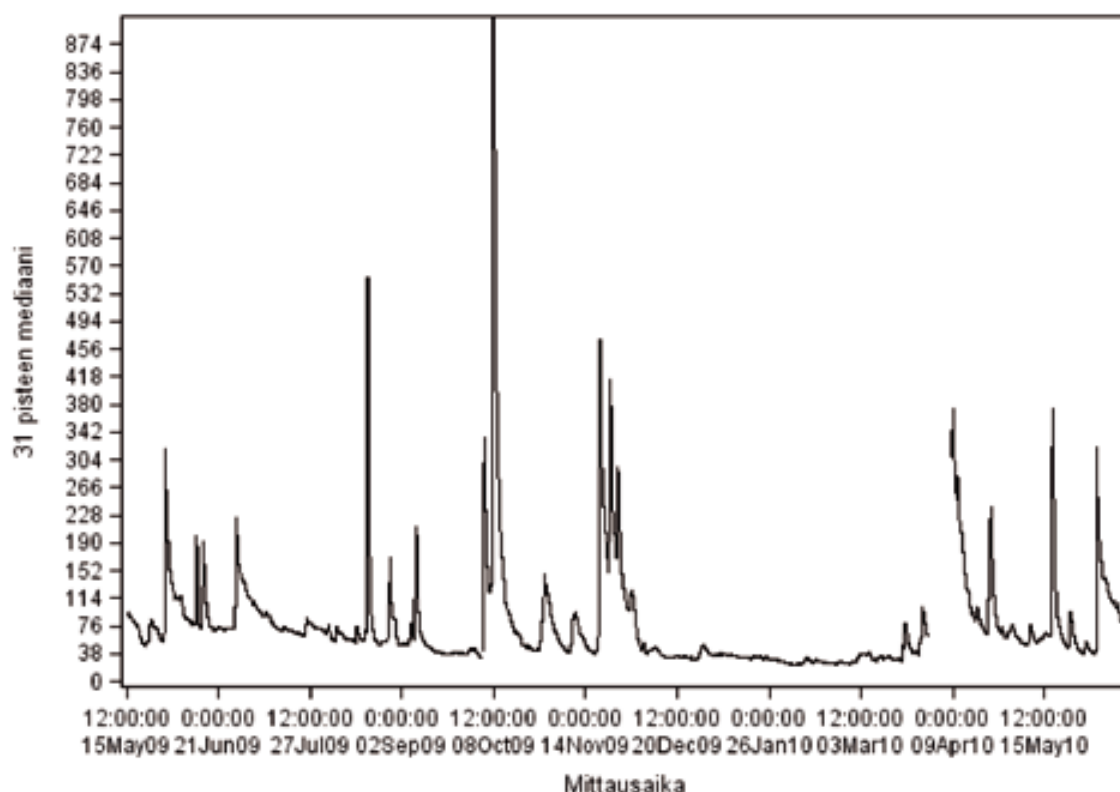
Mediaanitasoitus tehtiin jokaisella mittauspaikalla, sekä sameudelle että nitraattitypelle, kullekin sekä viiden että 31 pisteen mediaanitasoituksena. Kaikilla paikoilla mediaanitasoitus antoi samansuuntaisen tuloksen: mediaanitasoituksella voitiin poistaa mittausaineistosta "kohinaa". Esimerkkinä mediaanitasoituksesta on kuvissa 7 – 9 esitetty Aura-joen Kärpijoen mittausaseman sameusaineistoa.



Kuva 7. Kärpijoen mittarin kalibroidut arvot sameudelle. Kuvaajassa käytetty koko aineistoa.



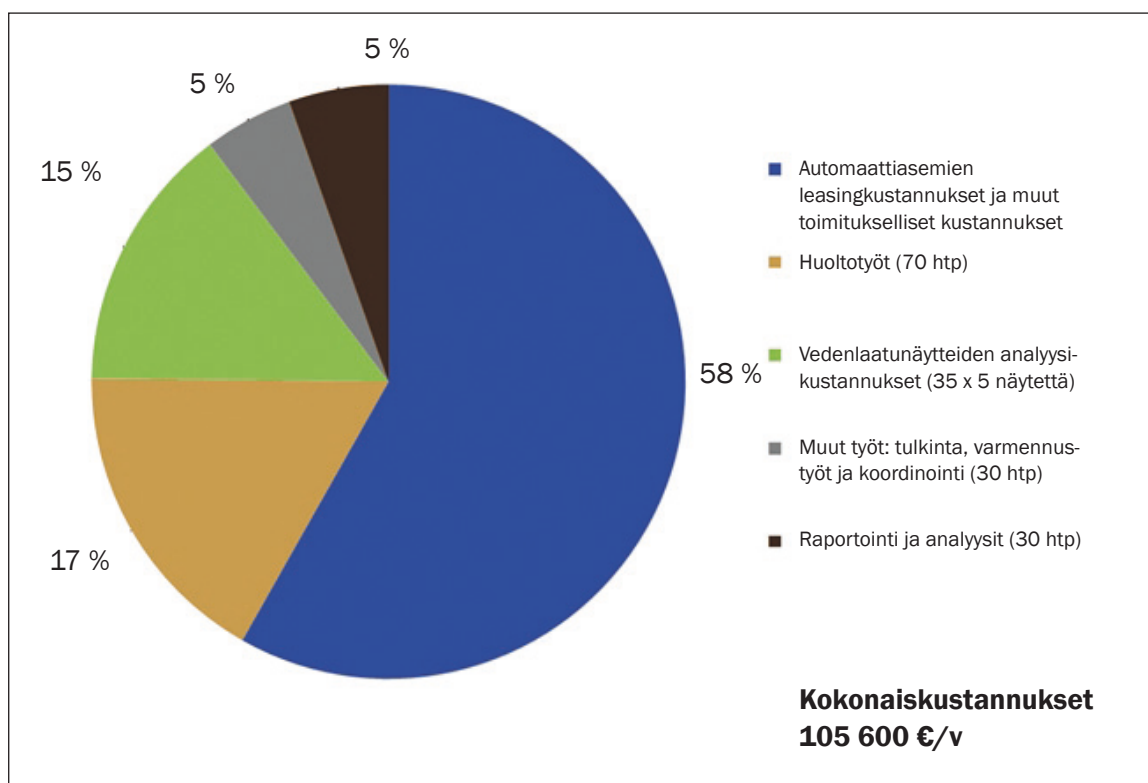
Kuva 8. Kärpijoen mittarin kalibroidut arvot sameudelle. Kuvaajassa käytetty viiden pisteen medianitasoitettua aineistoa.



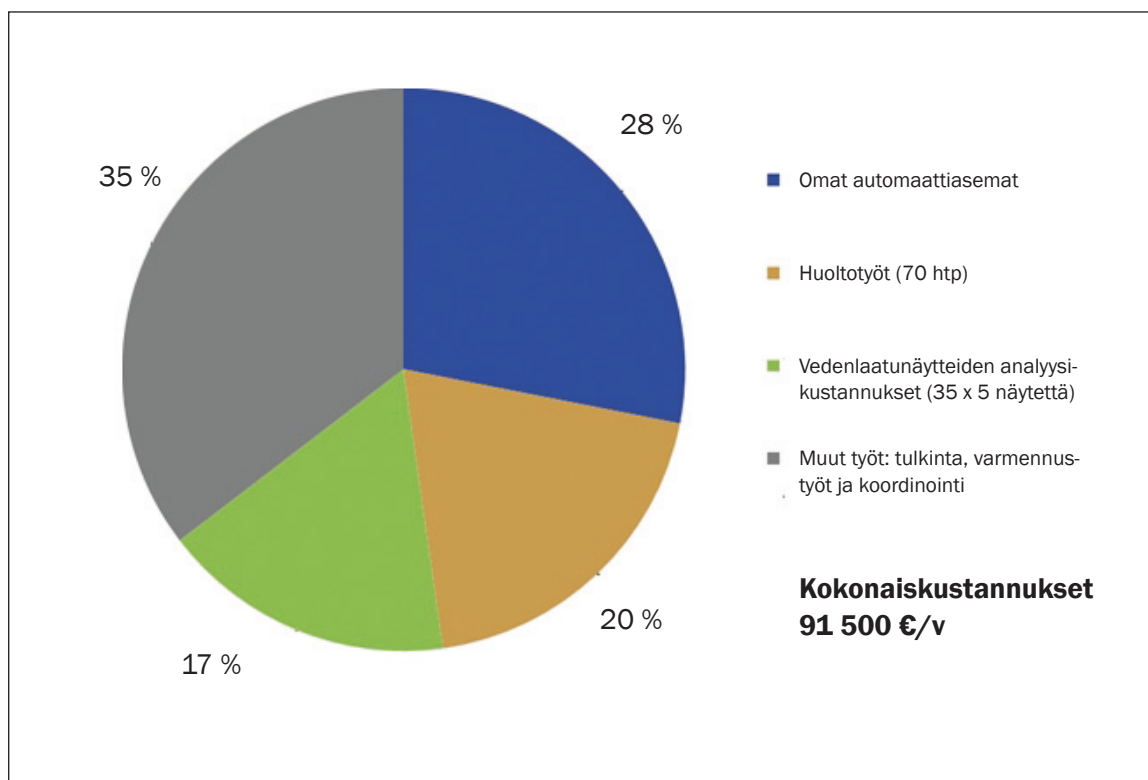
Kuva 9. Kärpjoen mittarin kalibroidut arvot sameudelle. Kuvaajassa käytetty 31 pisteen mediaanitasoitettua aineistoa.

Leasing-sopimuksella tehdyn vedenlaadun seurannan taloudellinen vertailu

Kuvassa 10 on esitetty leasing-sopimuksella suoritettujen viiden näyteaseman vuosikustannukset. Suurin menoerä on itse leasing-kustannukset sekä muut toimitukselliset kustannukset. Kokonaiskustannukset leasing-sopimuksella suoritettulle vedenlaadun seurannalle ovat 106 000 euroa vuodessa. Kuvassa 11 on esitetty vastaavan laitteiston kustannukset omana työnä ja omilla laitteilla. Suurimmat kustannuserät tässä mallissa olivat laitteiston huolto- ja varmennustyöt, sekä kuoletuskustannukset. Vuosikustannukset omana työnä tehdyille vedenlaadun seurannalle olivat 89 000 euroa.



Kuva 10. Viiden automaattisen vedenlaatumittarin vuotuiset kustannukset leasing-sopimuksella.



Kuva 11. Viiden omaksi hankitun automaattisen vedenlaatumittarin vuotuiset kustannukset.

3. Johtopäätökset

Yksittäisten mittareiden ja vertailunäytteiden välinen vertailu

Eri mittauspisteillä antureiden ja kalibrointinäytteiden välinen korrelaatio vaihteli runsaasti. Sameuden sekä kiintoaineen korrelaatiosuorien kulmakertoimien suuruudet olivat jopa yli 2-kertaiset toisella näytepisteellä kuin toisella. Vielä suurempi ero oli kokonaisfosforilla, jolla kulmakertoimien erot saattoivat olla jopa yli 10-kertaisia. Nitraattitypen automaattimittaus sen sijaan onnistui paremmin. Eri mittauspisteiden välisessä tarkastelussa kävi myös se ilmi, että samallakin muuttujalla (esim. nitraattityppi) anturi saattoi mitata luotettavasti pitoisuuden toisella mittausasemalla, mutta toisella taas ei.

Näin ollen, laitteen perusasetuksilla ei pystytä tuottamaan kaikkia muuntosuureita, vaan kalibrointiaineistoa on aina hankittava asema-/paikkakohtaisena sekä mittarin muuttujista että muuntosuureista. Myös suoran vakiodien välillä oli paikkakohtaista vaihtelua.

Jotta automaattimittausten tuottamien muuntosuureista saataisiin luotettavampia, mittausjakson kalibrointinäytteet olisi saatava suuremmalle pitoisuuden vaihteluvälille; korrelaation hyvälle onnistumiselle on eduksi, että vertailunäytteet onnistutaan saamaan myös pitoisuusalueen ääripäistä. Tämä edellyttäisi näytteenottoajankohdan kohdentamista esim. virtaamien ääriolosuhteisiin. Toimintatapa lisää käyntejä mittareilla, sillä huoltotoimista ei voida tinkiä mittaustuloksen luotettavuuden vuoksi.

Eri mittauspaikkojen välisessä vertailussa havaittiin, että mittareiden kalibrointisuorat olivat samansuuntaisia; vaikka sameuden lineaariset regressiosuorat osittain ristesivät, eivät erot olleen kuitenkaan tilastollisesti merkitseviä. Tulosten perusteella anturit mittasivat luotettavasti sameuden ja nitraattitypen muutosta, mutta pitoisuusarvot vaihtelivat mittauspaikoittain. Mittariaineiston pitoisuusarvioiden epäluotettavuus johtui regressiosuorien vakiotermien tilastollisesti merkittävistä eroista. Vakiotermien erot johtuivat siitä, että mittauspaikkojen pitoisuuksien ääriarvot olivat erisuuria.

Poikkeavien havaintojen poistaminen raaka-aineistosta ennen aineiston analysointia on tärkeää, jotta lyhytaikaiset poikkeamat esim. mittausvirheet eivät pääse vaikuttamaan lopullisiin tuloksiin ja niistä tehtyihin päätelmiin. Oikein suunnitellulla mediaanitasoituksella voidaan tehokkaasti tasoittaa ääriarvoja.

Kustannusvertailun perusteella leasing-sopimuksella hankittujen laitteiden käytöllä on kiistattomia etuja. Vaikka leasing-sopimus tulee kalliimmaksi, sopimus takaa lähes katkeamattoman vedenlaadun seurannan, koska laitteen rikkoutuessa uusi laite on käytövalmiina kolmessa päivässä. Myös laitteiden huolto ja datan siirto ja käsittely hoituivat vaivattomasti leasing-sopimuksella. Hanketoiminnassa laitteiden hankkiminen leasing-sopimuksella onkin järkevämpää korkeammista kustannuksista huolimatta.

OSA II

Yliskulman laskeutusaltaan seuranta ja valuma-alueelta tulevan kuormituksen arvioiminen

Pasi Salmi, Janne Heikkinen, Joni Koskinen, Kimmo Rasa ja Jani Peltonen

SISÄLLYS

Johdanto	26
1. Aineisto ja menetelmät	26
2. Tulokset	28
3. Ravinteiden ja kiintoaineen pidätyskyky	37
4. Johtopäätökset	38
Lähteet	40
Liite 1. Altaan vedenlaatutietoja 2009 – 2010	41

Johdanto

Kosteikkojen ja laskeutusaltaiden ravinteiden ja kiintoaineen pidättämiskyvystä on vain vähän pitkäaikaista ja laadukasta aineistoa (Koskiahho ym. 2009). Myöskään peltovaltaisen pienen valuma-alueen vesiuomien ravinne- ja kiintoainepitoisuuksien vaihtelusta ei ole saatu täyttä selvyyttä perinteisen näytteenoton menetelmillä. Vedenlaadunseurannan automaattiasemilla voidaan yksityiskohtaisemmin arvioida tulevia ja lähteviä ainemääriä ja virtaamia sekä vedenlaadussa tapahtuvia nopeita ja lyhytaikaisia vaihteluja.

TEHO-hanke selvitti Yliskulman kosteikkomaisen laskeutusaltaan toimintaa seuraamalla vedenlaatua sekä perinteisellä näytteenotolla että automaattiasemilla. Laskeutusaltaan seuranta aloitettiin poistuvan veden seurannalla 7.5.2009, ja 11.8.2009 asennettiin laskeutusaltaan yläpuolelle toinen automaattiasema. Seurantajakso päättyi 25.11.2010. Anturimittauksia ei tehty ajanjaksoilla 14.12.2009 – 7.4.2010 ja 7.9. – 23.9.2010 talven ja mittauslaitteiden huoltotöiden takia.

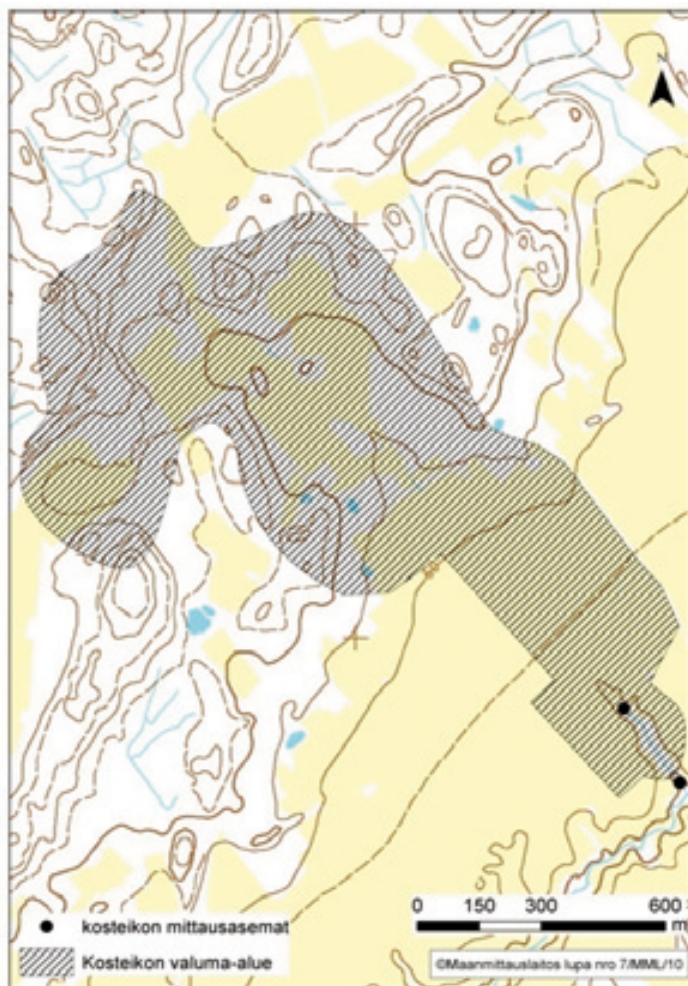
1. Aineisto ja menetelmät

Yliskulman laskeutusallas sijaitsee valtaojan sivuhaarassa Savijoen tuntumassa Liedon ja Tarvasjoen rajalla. Altaan valuma-alue on kooltaan noin 100 ha, josta peltoa on 50 ha. Loput valuma-alueesta on metsää ja kalliomaita. Valuma-alueen pinta-ala määritettiin korkeuskäyrästä ja peltojen salaojakarttojen perusteella (kuva 1). Valuma-alueella asuu huoneistorekisterin mukaan noin 20 henkilöä, joista kolmen kiinteistön asukkaat ovat liittyneet viemäriverkostoon. Alueen haja-asutuksen laskennallinen fosforikuormitus on ominaiskuormituslukujen mukaan noin 7 kg/v ja typpikuormitus 46 kg/v. Pistekuormitusta tai karjatalousyksiköistä tulevaa kuormitusta ei valuma-alueella ole.

Altaan rakenne ja tilavuus selvitettiin kesällä 2009 alivirtaaman aikana. Altaan vesipinta-alaksi arvioitiin 4 850 m² ja tilavuudeksi 3 320 m³. Laskeutusallas on perustettu 1990-luvun puolivälissä patoamalla oja. Allas on saanut viime vuosina kosteikkomaisia piirteitä. Altaan reunoilla kasvaa ilmaversoisia kasveja (mm. osmankäämi ja saroja) ja vedessä uis-tinvitaa. Myös altaan selkärangan lajisto on runsas. Laskeutusaltalla pesii lisäksi sinisorsa- ja telkkäpari.

Vedenlaatua seurattiin kahdella automaattiasemalla sameutta ja nitraattityppeä mittaavien antureiden avulla (S::can UV-VIS spektrometri) kosteikon yläpuolelta ja kosteikosta poistuvasta vedestä. Virtaaman arvioinnissa käytettiin paineantureita (Keller PR46). Antureiden mittaamaa vedenlaatua kalibroitiin perinteisellä näytteenotolla. Kokonaisfosforin ja kiintoaineen tulokset laskettiin kalibrointinäytteiden ja mittarin sameusarvojen avulla. Virtaaman laskemiseksi ja paineantureiden kalibroimiseksi mitta-asemille perustettiin v-mal-

liset mittapadot. Vedenlaadun kalibrointinäytteitä otettiin 8 – 14 päivän välein antureiden huollon yhteydessä ja samalla kalibroitiin paineanturit mittapadon vedenkorkeuslukeman mukaan. Antureiden perushuolto tehtiin kerran vuodessa.



Kuva 1. Laskeutusaltaan valuma-alue ja automaattiasemien sijainti.

Kalibrointinäytteet analysoitiin Lounais-Suomen vesi- ja ympäristöntutkimus Oy:n laboratoriossa. Pintavesinäytteet otettiin litran tai kahden litran näytepulloon noin 20 cm:n syvyydestä mittausanturien vierestä. Altaan alusvesinäytteet otettiin LIMNOS-noutimella. Jokaisella näytekerralla analysoitiin sameus, kiintoaine, kokonaisfosfori, liukoinen kokonaisfosfori, kokonaistyyppi ja nitraattityppi. Näiden lisäksi analysoitiin pH, ammoniumtyppi, nitriittityppi, fosfaattifosfori, sulfaatti, happipitoisuus ja hapen kyllästymisaste tarpeen mukaan.

Valuma-alueen pelloilta otettiin maanäytteet lohkoittain noudattaen ympäristötuen 2007 – 2013 sitomusehtojen näytteenotto-ohjetta. Tämän lisäksi lohkokirjanpidosta kerättiin viljelytoimenpiteisiin liittyviä tietoja; viljelykasvit ja niiden pinta-alat, lannoitus ja satomäärät. Lannoituksen hyötykäyttöä arvioitiin ravinnetaselaskennoin ympäristötuen toimenpideohjeita noudattaen. Talviaikainen kasvipeitteisyys arvioitiin lohkokirjanpidosta ja maastoarvioilla vuosilta 2008 – 2010. Lohkojen kaltevuudet arvioitiin korkeusmallista ja maalajit

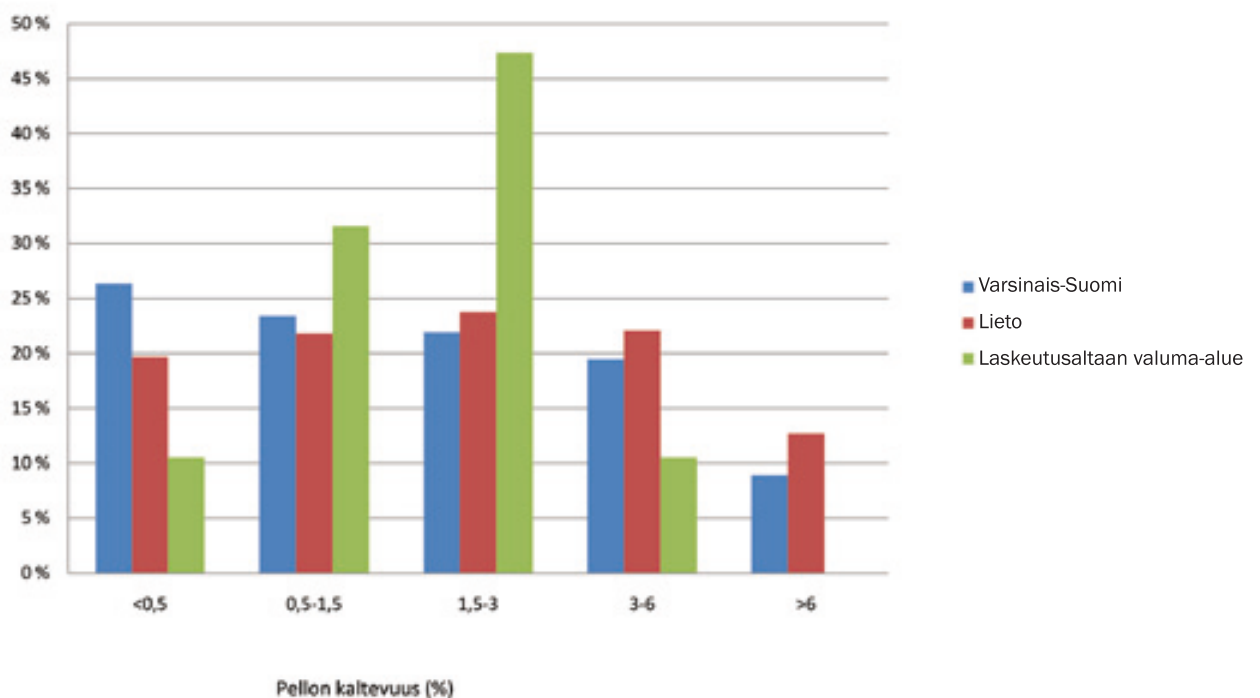
valtakunnallisesta 25 metrin ruutukoon maaperäaineistosta. Koko aineistosta laadittiin lohkokohmainen paikkatietoaineisto. Lopuksi aineisto muutettiin vastaamaan valuma-alue-rajaja.

VIHMA (Viljelyalueiden valumavesien hallinta) -mallia käyttäen laskettiin vuosittaiset kuorimitukset ajalle 2007 – 2010. Laskennassa käytettiin lohkokohmaisia tietoja, jotka luokiteltiin keskikaltevuuden ja viljelytoimenpiteiden mukaan.

2. Tulokset

Valuma-alueen pellot ovat pääosin hieta- ja savimaita. Maaperästä savea on 92 %, soraa ja hiekkaa 5 % sekä moreenia 3 %. Kuvassa 2 on esitelty valuma-alueen peltojen jakautuminen viiteen kaltevuusluokkaan sekä vertailuksi vastaavat jakaumat Varsinais-Suomen ja Liedon kunnan alueilta. Maastossa on nähtävissä, että laskeutusaltaan valuma-alueen pellot viettävät selvästi kohti peltoaukean halki kulkevaa valtaojaa.

Taulukossa 1 on esitelty valuma-alueen peltojen fosforiluvut viljavuusluokittain. Valuma-alueen pellot kuuluivat pääosin viljavuusluokkiin välttävä ja tyydyttävä. Näin ollen viljavuusfosforin määrät pellossa olivat selvästi pienemmät kuin keskimäärin Liedossa tai Varsinais-Suomessa (taulukko 1).



Kuva 2. Valuma-alueen peltojen kaltevuusluokittelu

Taulukko 1. Varsinais-Suomen maakunnan ja Liedon kunnan peltojen fosforiluokkajakaumat vuosina 2006 – 2009 sekä tutkitun valuma-alueen peltojen fosforiluokkien jakaumat viljavuusluokittain näytteenottovuonna 2010 (Viljavuuspalvelu Oy).

	Viljavuusluokat							
	Huono	Huononlainen	Välttävä	Tyydyttävä	Hyvä	Korkea	Arveluttavan korkea	Näytemäärä
Altaan valuma-alue	0 %	3,5 %	52 %	26 %	15 %	3,5 %	0 %	27
Liedon kunta	0 %	1,2 %	28,1 %	41,7 %	16,3 %	8,9 %	3,8 %	417
Varsinais-Suomi	0 %	2,1 %	22,4 %	35,7 %	19,9 %	13,1 %	6,7 %	31427

Taulukossa 2 on esitetty valuma-alueen viljelykasvien pinta-alat ja satomäärät sekä laskennallinen arvio talviaikaisesta kasvipeitteisyydestä vuosina 2007 – 2010. Valuma-alueen peltojen sadot olivat, rehuohraa lukuun ottamatta, selvästi suurempia kuin keskimääräiset sadot Varsinais-Suomessa. Myös talviaikainen kasvipeitteisyys oli korkeampi kuin Aurajoen valuma-alueella keskimäärin, jonka vesienhoidon suunnittelun yhteydessä arvioitiin olevan noin 42 ± 5 % (Salmi, julkaisematon tieto). Kasvipeitteisyyspinta-ala oli pienin vuonna 2009, jolloin se oli 29 % valuma-alueen peltopinta-alasta.

Taulukko 2. Viljelykasvit ja saavutettu keskimääräinen sato vuosina 2007 – 2010 altaan valuma-alueella. Suluissa Varsinais-Suomen keskimääräiset satotasot vuosina 2009 – 2010.

Viljelykasvi	Keskimääräinen sato kg/ha	Pinta-ala			
		2007 (ha)	2008 (ha)	2009 (ha)	2010 (ha)
Erilaiset nurmet	-**	14,32	14,32	14,32	20,35
Kaura	5000 (3640)	4,21	1,37	1,37	-
Kevätvehnä	5700 (3860)	4,04	4,90	13,29	10,45
Rehuohra	2800 (3760)	10,45	-	-	4,28
Mallasohra	5600 (3720)	4,90	6,88	12,16	12,16
Syysvehnä	6000 (4240)	12,16	-	-	12,16
Kevättrypsi	1650 (1500)***	-	10,45	8,94	2,74
Talviaikaisen kasvi- peitteisyyden osuus peltopinta-alasta		53 %	53 %	29 %	65 %

* suluissa keskimääräiset sadot koko Varsinais-Suomen alueelta 2009 – 2010

** satotietoja puuttuu

*** suluissa vuosien 2009 – 2010 kaiken rypsin ja rapsin satotasot

Taulukossa 3 on esitetty vuosittainen valuma-aluekohtainen ravinnetase typelle ja fosforille vuosina 2007 – 2010. Vuosi 2007 ei sisällä valuma-alueen kaikkia lohkoja. Valuma-alueen peltojen fosforitase oli jokaisena vuonna alijäämäinen eli fosforia poistui sadoissa enemmän kuin sitä oli lannoituksen yhteydessä annettu. Sen sijaan typpitase oli ylijäämäinen eli osa tuestä jäi käyttämättä. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että syysviljojen (vehnän

ja rukiin) osalta typpilannoituksen hyötysuhde ei ole paras mahdollinen. Tämä on yleisesti todettu TEHO-hankkeen ravinnetaselaskennoissa (Kaasinen 2011).

Taulukko 3. Kosteikon valuma-alueen peltojen ravinnetaseet vuosina 2007 – 2010.

Vuosi	Typpi		Fosfori	
	kg/v	kg/ha/v	kg/v	kg/ha/v
2007	611*	32	-359	-21
2008	2634	50	-177	-7
2009	1467	34	-425	-8
2010	2431	64	-192	-3
Keskiarvo	1786	45	288	-10

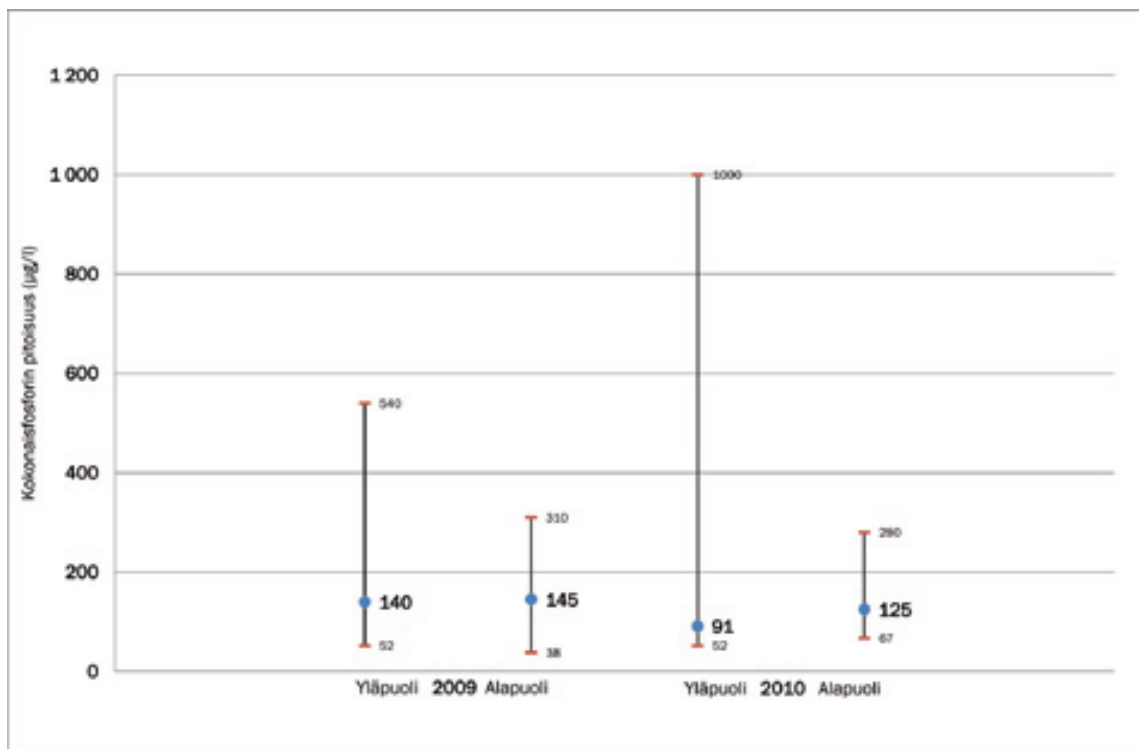
*Osittain puuttuvia tietoja

Valuma-alueen kuormitusta arvioitiin automaattiasemilta saatavan aineiston perusteella sekä VIHMA-mallilla. VIHMA-mallin antamat kuormitusmäärät kiintoaineelle, typelle ja fosforille vaihtelivat varsin vähän (taulukko 4). Vaihtelu johtui viljelykasvien viljelypinta-alojen muutoksista valuma-alueella (ks. taulukko 2). Korkeimmillaan kuormitukset olivat vuonna 2009.

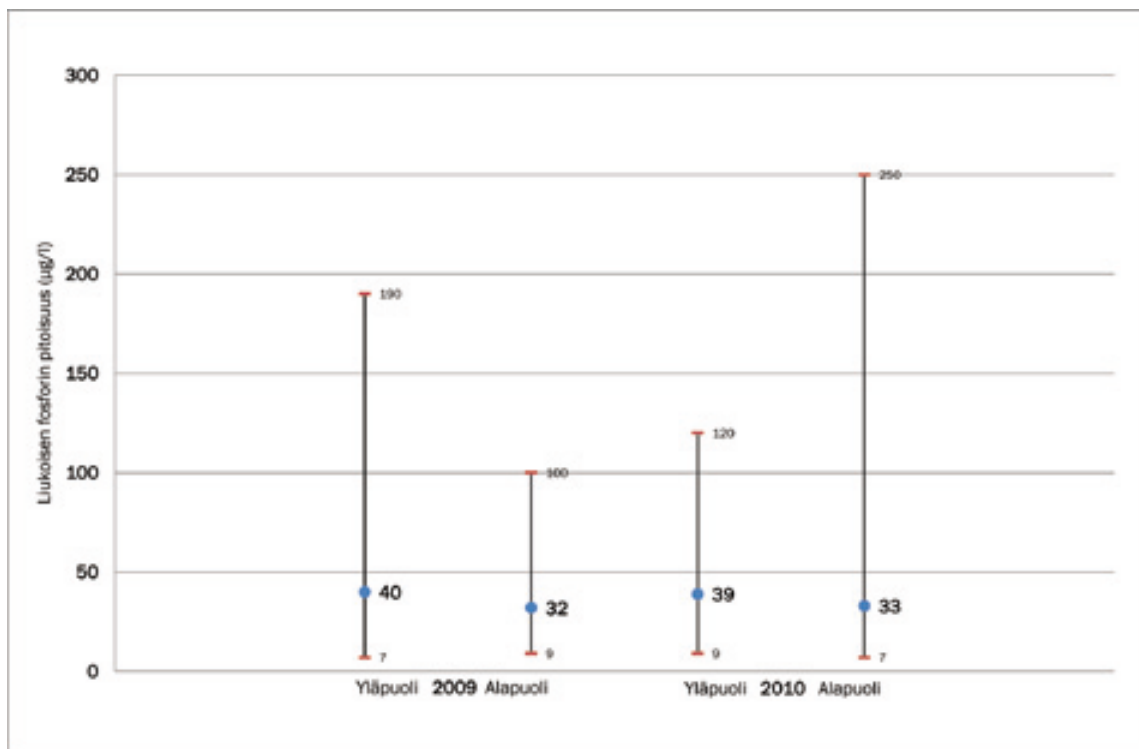
Taulukko 4. VIHMA-mallilla lasketut peltokuormitukset Yliskulman kosteikon/laskeutusaltaan valuma-alueen pelloilta v. 2007 – 2010.

Vuosi	Kiintoaine		Part. fosfori		Liuk. fosfori		Kok. typpi		Nitraattityppi	
	kg/v	kg/ha/v	kg/v	kg/ha/v	kg/v	kg/ha/v	kg/v	kg/ha/v	kg/v	kg/ha/v
2007	21 300	426	29	0,58	0,1	0	805	16,1	559	11,2
2008	28 000	560	37	0,74	0,1	0	805	16,1	558	11,2
2009	30 900	618	39	0,78	0,1	0	769	15,4	519	10,4
2010	28 900	578	38	0,76	0,2	0	730	14,6	496	9,92
Keskiarvo	27 275	546	35,8	0,72	0,13	0	777	15,6	533	10,7

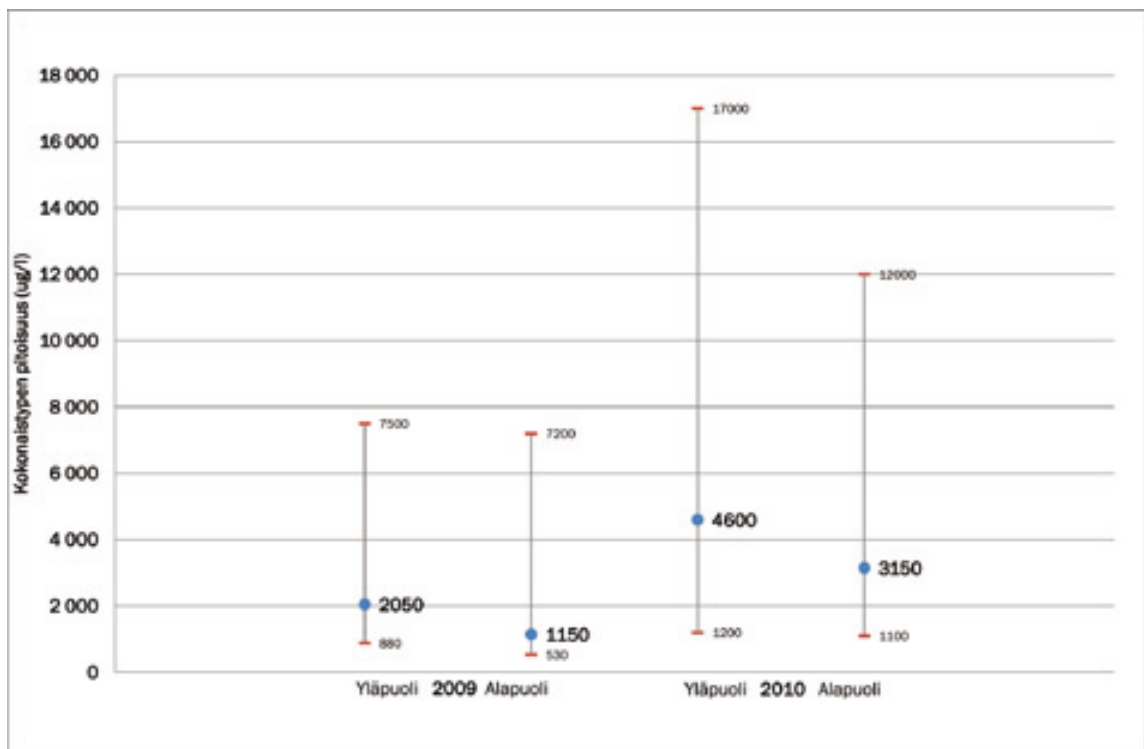
Liitteessä 1 on esitetty yhteenveto kalibrointinäytteiden vedenlaatutiedoista. Altaaseen tulevan ja sieltä lähtevän veden kokonaisfosforipitoisuuksien mediaaneissa (kuva 3) ei ollut nähtävissä selvää trendiä, mutta liukoisen fosforin pitoisuudet olivat lähtevässä vedessä pienemmät kuin tulevassa (kuva 4). Myös kokonaistyyppipitoisuudet olivat alempia lähtevässä vedessä kuin tulevassa (kuva 5). Kuvasta 6 voidaan myös havaita, että kiintoainepitoisuudet alenivat veden virratessa altaan läpi. Tulosten perusteella havaitaan, että laskeutusallas on tutkittuna ajankohtana pidättänyt liukoista fosforia, kokonaistyyppiä ja kiintoainetta, mutta kokonaisfosforia laskeutusallas ei ole kyennyt pidättämään.



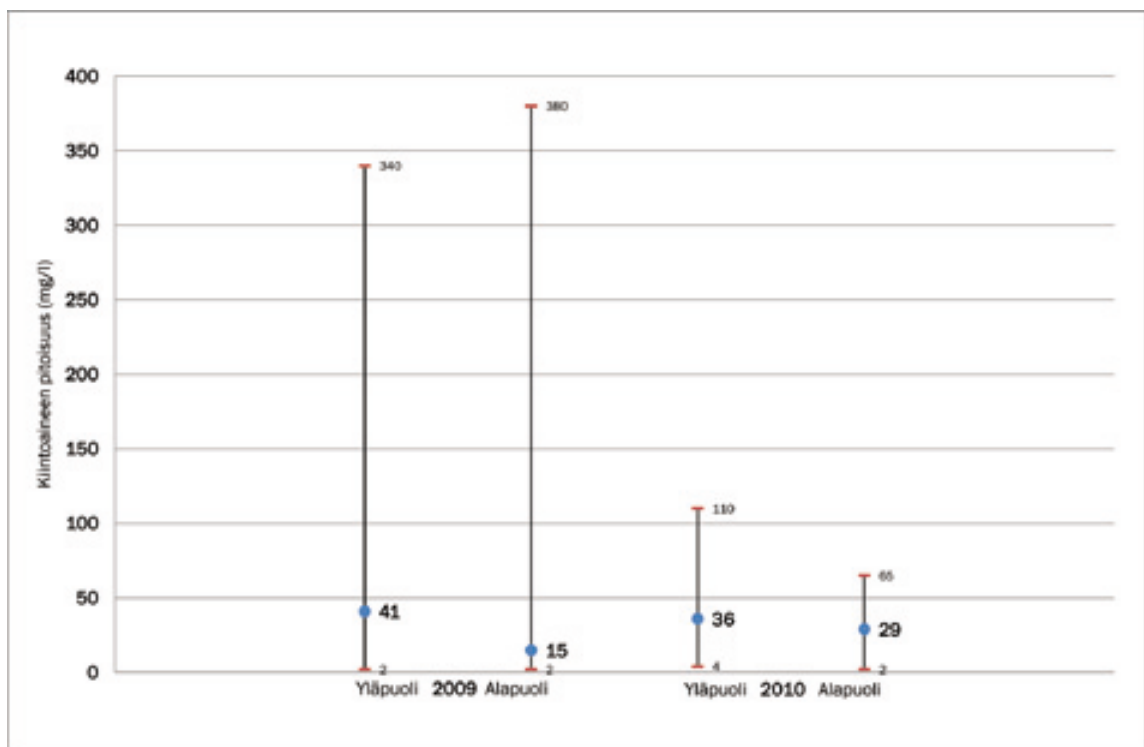
Kuva 3. Kokonaisfosforin pitoisuus laskeutusaltaaseen tulevan (yläpuoli) ja laskeutusaltaasta lähtevän (alapuoli) vedessä vuosina 2009 ja 2010. Punaiset viivat kuvaavat kyseisen ajanjakson ja paikan suurinta ja pienintä mitattua arvoa. Siniset pallot kuvaavat mediaaniarvoja.



Kuva 4. Liukoisen fosforin pitoisuus laskeutusaltaaseen tulevan (yläpuoli) ja laskeutusaltaasta lähtevän (alapuoli) vedessä vuosina 2009 ja 2010. Punaiset viivat kuvaavat kyseisen ajanjakson ja paikan suurinta ja pienintä mitattua arvoa. Siniset pallot kuvaavat mediaaniarvoja.



Kuva 5. Kokonaistypen pitoisuus laskeutusaltaaseen tulevan (yläpuoli) ja laskeutusaltaasta lähtevän (alapuoli) vedessä vuosina 2009 ja 2010. Punaiset viivat kuvaavat kyseisen ajanjakson ja paikan suurinta ja pienintä mitattua arvoa. Siniset pallot kuvaavat mediaaniarvoja.



Kuva 6. Kiintoaineen pitoisuus laskeutusaltaaseen tulevan (yläpuoli) ja laskeutusaltaasta lähtevän (alapuoli) vedessä vuosina 2009 ja 2010. Punaiset viivat kuvaavat kyseisen ajanjakson ja paikan suurinta ja pienintä mitattua arvoa. Siniset pallot kuvaavat mediaaniarvoja.

Ainevirtaamat laskettiin vedenlaatuantureiden aineistosta aikaväliltä 11.8. – 14.12.2009. Koko seurantajakson antureiden mittausdataa ei voitu käyttää, koska vuonna 2010 auto-maattiaseman mittauksissa oli mittauspaikkaa koskevia ongelmia sekä teknisiä ongelmia.

Taulukossa 6 on esitetty altaalla olevien asemien regressioanalyysien tulokset sameudelle ja nitraattityypelle sekä anturien aineistosta johdetuille lasketuille muuttujille (typpi, fosfori ja kiintoaine). Typenmittauksen osalta anturimittaus onnistui hyvin (kuvat 7 ja 8), mutta muiden muuttujien osalta tulokset eivät olleet luotettavia.

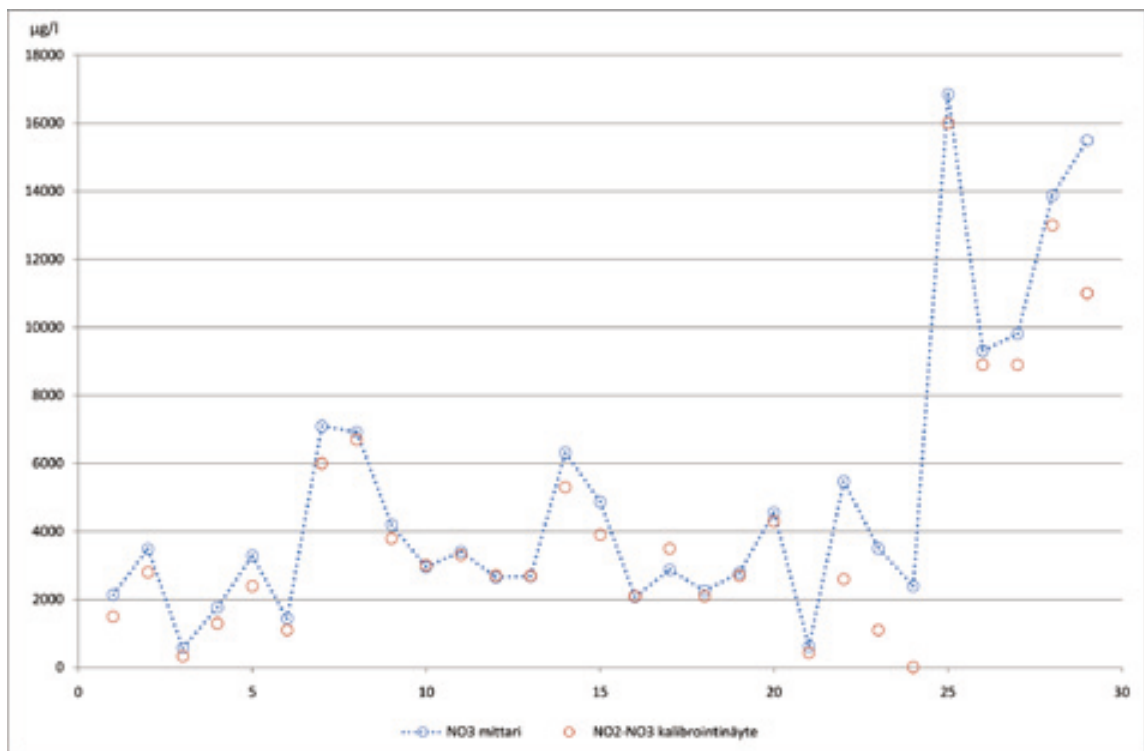
Taulukko 6. Automaattiasemien kalibrointisuorat anturin mittaamien suureiden ja vertailunäytteen välillä.

Asema	Sameus vs. sameus	Sameus vs. kiintoaine	Sameus vs. Ptot	Kiintoaine vs. kiintoaine	Ptot vs. Ptot	NO ₂₃ vs. NO ₂₃	NO ₂₃ vs. Ntot	Ntot vs. Ntot
Yläanturi	$y=1,32x+35,5$ $R^2=0,45$; $n=28$	$y=1,33x+23,0$ $R^2=0,47$; $n=29$	$y=6,48x+44,6$ $R^2=0,31$; $n=29$	$y=1,00x+0$ $R^2=0,47$; $n=29$	$y=1,00x+0$ $R^2=0,31$; $n=29$	$y=0,88x+856$ $R^2=0,96$; $n=29$	$y=0,89x-197$ $R^2=0,94$; $n=29$	$y=0,99x-1051$ $R^2=0,97$; $n=29$
Ala-anturi	$y=1,93x+1,42$ $R^2=0,71$; $n=47$	$y=1,62x+9,9$ $R^2=0,21$; $n=47$	$y=1,89x+127$ $R^2=0,11$; $n=47$	$y=0,96x+0,3$ $R^2=0,21$; $n=47$	$y=0,93x+12$ $R^2=0,10$; $n=47$	$y=1,04x-352$ $R^2=0,96$; $n=47$	$y=1,03x+490$ $R^2=0,96$; $n=47$	$y=1,0x+0,05$ $R^2=0,96$; $n=47$

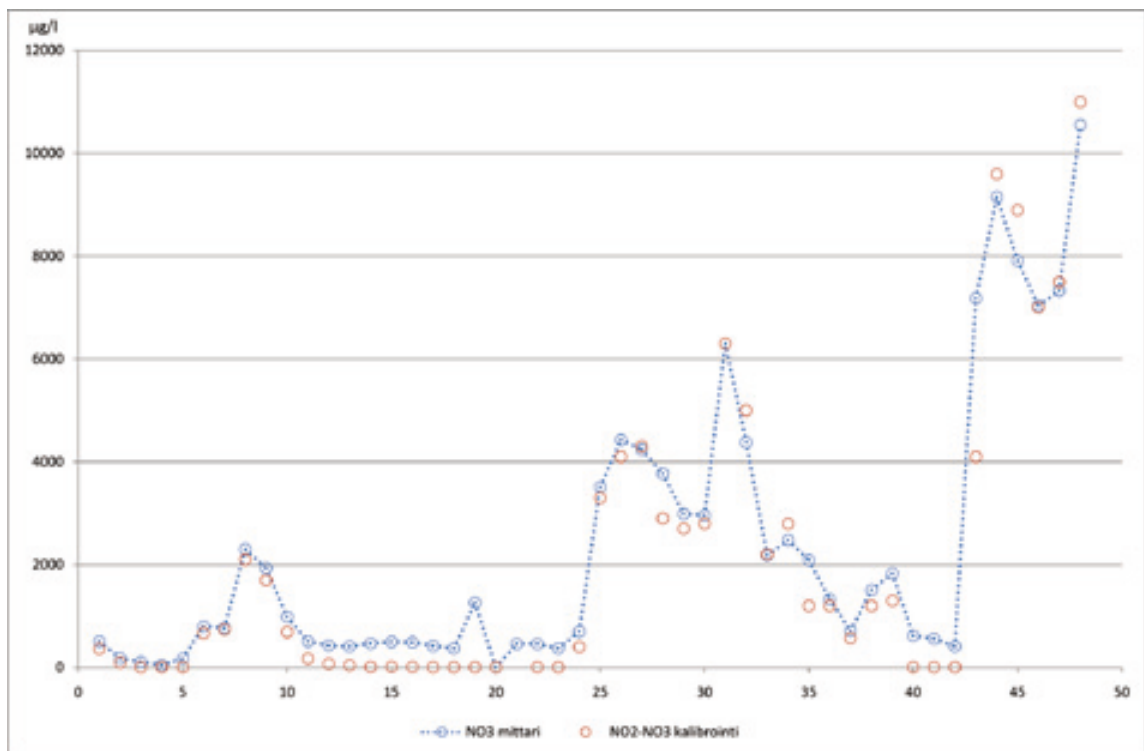
Kiintoaine-, fosfori- ja typpekuormituslaskelmat tehtiin otostyyppisesti kalibrointiaineistosta ja anturin vastaavan näytteenottohetken mukaisista tietueista sekä hetkellisistä virtaamisista. Nämä laskelmat on esitetty taulukossa 7.

Taulukko 7. Altaan valuma-alueelta tuleva ravinne- ja kiintoainekuormitus vuosina 2009 ja 2010. Sulkeissa mittarin ja otostyyppisen mittauksen suhteellinen ero.

Muuttuja	Yläpuoli		
	Mittari	Otostyyppinen	Otostyyppinen
	11.8. - 14.12.2009		8.4. - 25.11.2010
Kiintoaine	6 782 kg	7 182 kg (+6 %)	7 831 kg
Fosfori	11,5 kg	13,9 kg (+21 %)	16,2 kg
Nitraattityppi	264 kg	359 kg (+ 36%)	497 kg
Kokonaistyyppi	-	408 kg	695 kg
Muuttuja	Alapuoli		
	Mittari	Otostyyppinen	Otostyyppinen
	1.6. - 14.12.2009		8.4. - 25.11.2010
Kiintoaine	4 033 kg	2 277 kg (-44 %)	4 994 kg
Fosfori	9,99 kg	7,9 kg (-21 %)	16,2 kg
Nitraattityppi	233 kg	122 kg (- 48%)	437 kg
Kokonaistyyppi	-	150 kg	524 kg

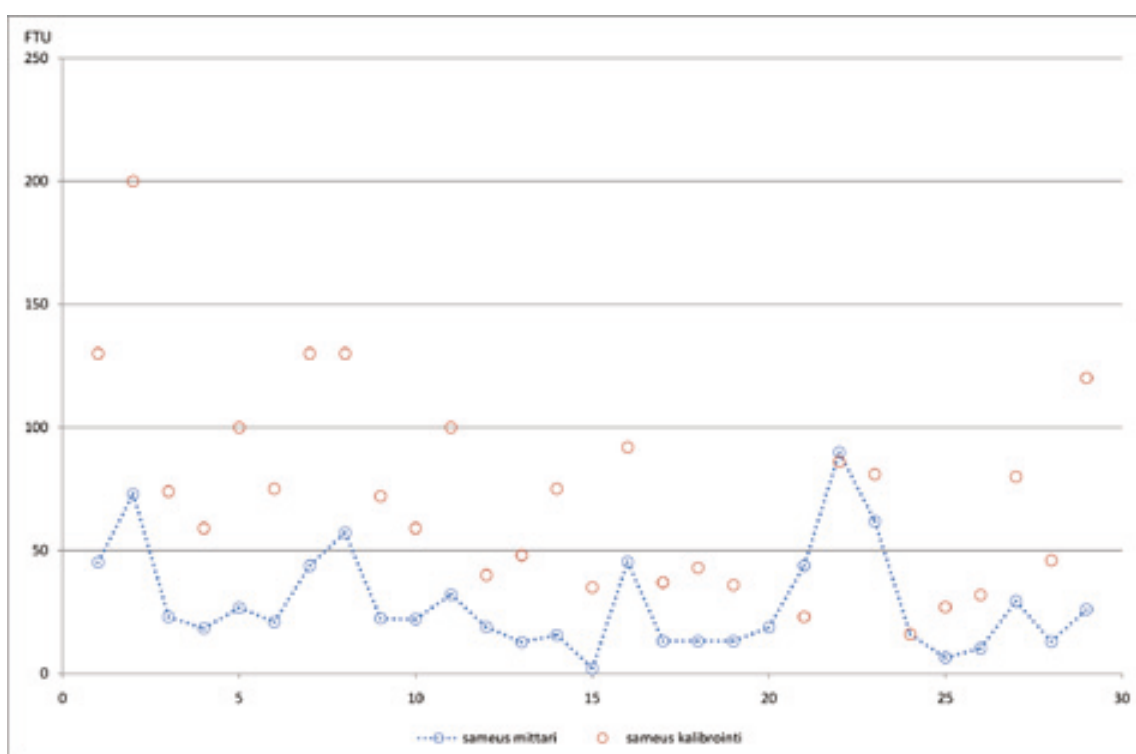


Kuva 7. Yläasemalta mitatut nitraattipitoisuudet anturilla ja kalibrointinäytteillä. Mittarin mittausten välille on merkitty katkoviiva kuvan luettavuuden vuoksi, eikä se kuvaa todellista muutosta mittausten välillä.

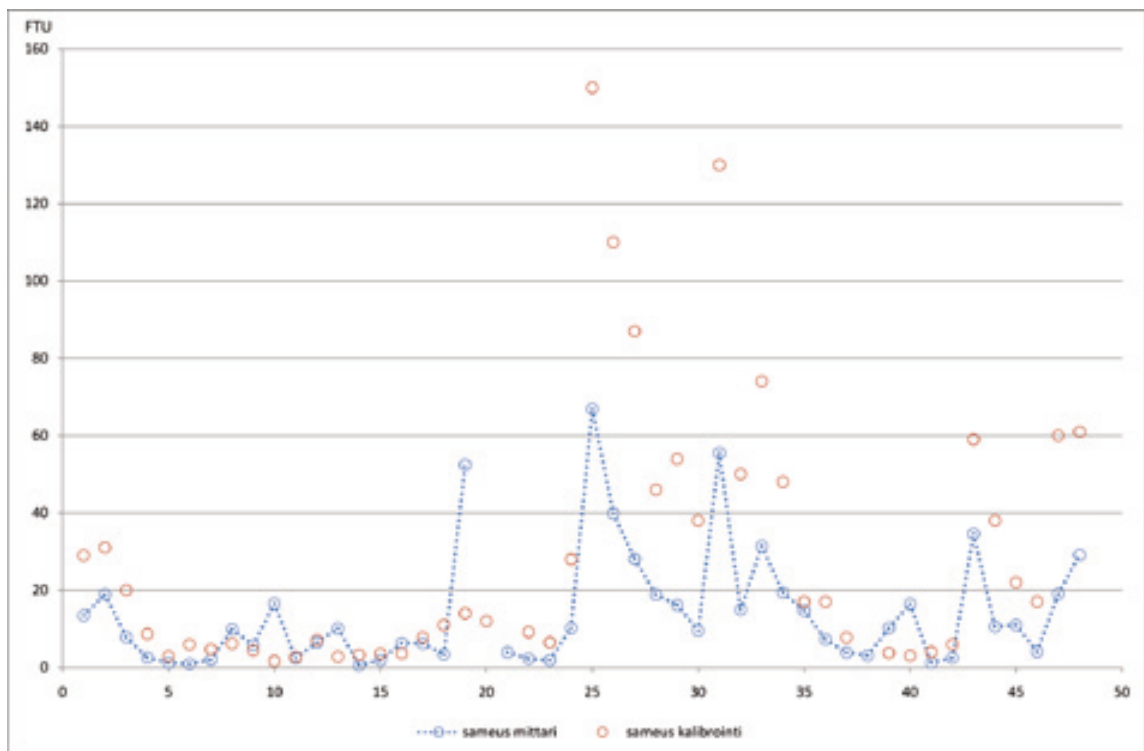


Kuva 8. Ala-asemalta mitatut nitraattipitoisuudet anturilla ja kalibrointinäytteillä. Mittarin mittausten välille on merkitty katkoviiva kuvan luettavuuden vuoksi, eikä se kuvaa todellista muutosta mittausten välillä.

Altaan yläpuolisella mittausasemalla kiintoaineen kuormitusarvot olivat lähellä toisiaan sekä anturilla että käsin otetuilla kalibrointinäytteillä. Muilla kuormitusarvoilla anturin mittaama ja kalibrointinäytteen avulla laskettu kuormitus erosivat toisistaan enemmän (taulukko 7). Anturi aliarvioi altaaseen tulevan fosfori- ja nitraattikuormituksen verrattuna kalibrointinäytteiden avulla laskettuihin arvoihin ja toisaalta yliarvioi vastaavat altaasta poistuvat kuormitukset. Kuvissa 9 ja 10 on esitetty saman mittaushetken sameusarvot molemmilla mittaustekniikoilla. Mittarin sameusarvot noudattavat pääosin samaa trendiä kalibrointinäytteiden kanssa. Kuitenkin paikoin sameusarvot kehittyvät eri suuntiin mittaushetkien välillä. Etenkin alapuolisen anturin sameusarvoissa oli huomattavan suuria eroja kalibrointinäytteisiin verrattuna.



Kuva 9. Yläasemalta mitatut sameusarvot anturilla ja kalibrointinäytteellä.



Kuva 10. Ala-asemalta mitatut sameusarvot anturilla ja kalibrointinäytteellä.

Eri mittausmenetelmien erot olivat suurempia vuonna 2010 kuin 2009. Tämä johtunee siitä, että antureilla 2010 mitatut sameusarvot eivät selittyneet luotettavasti kalibrointinäytteiden kokonaisfosfori- ja kiintoainepitoisuuksilla. Toisaalta vuosien vertailtavuutta heikentää vuoden 2010 mittausongelmista johtuva puutteellinen aineisto.

3. Ravinteiden ja kiintoaineen pidätyskyky

Otostyyppisen laskentatavan perusteella altaan valuma-alueelta tuleva kiintoainekuormitus on kahden vuoden keskiarvona 170 kg/ha, typpikuormitus 11,4 kg/ha ja fosforikuormitus 0,33 kg/ha. Vuoden 2009 automaattiasemien tietojen perusteella allas pidätti kiintoainetta 40 %, nitraattityppeä 8 % ja kokonaisfosforia 14 %. Vuoden 2010 automaattiasemien tietojen perusteella ei voitu luotettavasti arvioida altaan pidätyskykyä. Laskeutusaltaan toimivuutta arvioitiin myös Suomen ympäristökeskuksen VEMALA-mallilla mittausasemien tulosten ja kalibroitinäytteiden perusteella. Näissä laskennoissa altaan ravinnepidätyskyky todettiin vähäiseksi (ks. Huttunen ym. 2010).

Valuma-alueelta otettujen maanäytteiden ja laskeutusaltaan veteen liunneen fosforipitoisuuden perusteella tutkittiin laskeutusaltaassa tapahtuvaa fosforin pidättymistä ja vapautumista (Heikkinen 2010). Tasapainoreaktion mukaan maa-aineksesta vapautuu fosforia ympäröivään veteen sitä enemmän, mitä laimeampi veden fosforipitoisuus on tai mitä enemmän maa-aines sisältää fosforia.

Fosforin pidättymistutkimusta varten otettiin syksyllä 2009 altaan valuma-alueelta maanäytteet, joista määritettiin fosforinpidätyskäyrät. Käyristä pystyttiin päättämään missä fosforipitoisuudessa maa-aines sitoo fosforia itseensä ympäröivästä vedestä tai vapauttaa fosforia ympäröivään veteen. Vertaamalla tasapainopistettä, jossa fosforin vapautuminen ja sitoutuminen on yhtä suurta sekä laskeutusaltaan veden fosforipitoisuuksia keskenään voidaan päätellä, vapautuuko fosforia vai pidättykö valuma-alueelta tulevasta maa-aineksesta fosforia altaan veteen.

Vuonna 2009 altaan yläpuolella liukoisen fosfaattifosforin pitoisuus oli kalibroitinäytteiden perusteella keskimäärin 40 µg/l (liite 1). Pellon maanäytteiden fosforipitoisuuksien tasapainopisteiden keskiarvo oli 270 µg/l, mutta näytteiden välillä oli suurta vaihtelua (130 – 740 µg/l). Tämä tarkoittaa sitä, että maa-aineksen ja siihen sitoutuneen fosforin kulkeutuessa altaaseen fosforia vapautuu maapartikkelien pinnalta veteen leville käyttökelpoiseen muotoon.

Laskeutusaltaan hapettuneelle sedimentille tehtiin myös samanlainen fosforinpidätyskoe. Hapetetulla sedimentillä oli huomattavasti suurempi fosforin pidätyskyky kuin valuma-alueen pelloilta otetuilla näytteillä. Hapetetun sedimentin tasapainopiste oli 0 µg/l, eli mikäli sedimentti on riittävän hapekasta, se pystyy sitomaan itseensä kaiken vedessä olevan fosforin. Todellisuudessa sedimentin havaittiin kuitenkin olleen ajoittain hapettomassa tilassa, jolloin pohjasta vapautuu fosforia pidättymisen sijaan. Tätä vahvistavat talvella 2010 otetut vesinäytteet, joiden perusteella altaassa esiintyi veden hapettomuutta ja korkeita liunneen fosforin pitoisuuksia (kts. liite 1).

4. Johtopäätökset

Tässä raportissa arvioitiin eri menetelmillä pelloilta tulevaa kuormitusta ja viljelytoimenpiteistä aiheutuvia kuormitusriskejä. Eri menetelmät antoivat hyvin erilaisia, osin jopa ristiriitaisia tuloksia. Tämä johtui mallien erilaisista perusolettamuksista. VIHMA-mallin laskennassa ulkopuoliset tekijät (sääilmiöt, viljelykasvit /-lajikkeet, lannoitus jne.) tai pellossa tapahtuvat prosessit eivät vaikuta laskennan tuloksiin. Ravinnetaselaskennoissa laskennan lopputulokseen vaikuttavat välillisesti lannoitusmäärien ja satojen sekä näihin liittyvien epätarkkuuksien lisäksi myös kasvukauden sääilmiöt, viljelykasvit ja -lajikkeet sekä peltoprosessit. Näiden tekijöiden vaikutusta taseen tulokseen ei voida luotettavasti arvioida eikä laskea. Ainevirtaamamittaukset heijastavat taas kaikkea edellistä, mutta kuormitukseen vaikuttavien eri tekijöiden osuuksia ei voida erottaa toisistaan. Kuormitukseen vaikuttavat lukuisat eri tekijät, joiden osuuden arvioiminen näinkin pienellä valuma-alueella osoittautui vaikeaksi.

Laskentamenetelmien tuloksia verrattaessa todettiin, että VIHMA-malli yliarvioi pelloilta tulevaa kuormitusta; kuormitus voi olla mallin mukaan jopa pelkästään pelloilta suurempi kuin koko valuma-alueen ainevirtaama. Ravinnetaselaskennan antamat lannoituksen hyötysuhteet kertovat toisaalta siitä, onko lannoituspanostukset pystytty hyödyntämään tehokkaasti sadon muodostukseen. Tässä tarkastelussa ravinnetaselaskennan tulokset eivät olleet samansuuntaisia ainevirtaamalaskentojen kanssa.

Tärkeimmät kuormituksen määrää säätelevät tekijät näyttävät olevan sääilmiöt ja pellossa tapahtuvat prosessit. Yleisesti voidaan sanoa, että hyvistä maatalouskäytännöistä huolimatta (maltillinen lannoittaminen, hyvät sadot, korkea talviaikainen kasvipeitteisyys ja peltojen alhaiset fosforitasot) pelloilta huuhtoutuu runsaasti kiintoainesta ja ravinteita vesistöön. Savijoen alueella (Liedon ja Tarvasjoen kunnissa) peltojen P-luvut olivat selvästi matalampia kuin Mynäjoen valuma-alueen kunnissa, joissa myös karjatalouden kuormitus on merkittävästi voimakkaampaa kuin Savijoella (Salmi ym. 2010). Tästä huolimatta Mynäjoessa ja Yläneenjoessa fosforipitoisuus on noin 65 µg/l ja 99 µg/l, kun se Savijoessa on 130 µg/l ja pienen laskeutusaltaan valuma-alueen valtaojassa 150 µg/l.

Laskeutusaltaan ravinteiden ja kiintoaineen pidättämiskykyä ei voitu täysin varmentaa tulosten perusteella. Vuoden 2009 mittausten perusteella laskeutusallas pidättää kiintoainetta, fosforia ja typpeä. Toisaalta kuivan kesän aikana altaan vesi kerrostui voimakkaasti ja pohjalle syntyi hapettomia olosuhteita. Hapettomissa olosuhteissa fosforia vapautuu liukoiseen muotoon. Siten aika ajoin allas saattoi pidättämisen sijaan vapauttaa fosforia veteen. Tulosten perusteella voidaan kuitenkin todeta, että laskeutusaltaat voivat toimia tehokkaina kiintoaineen pidättäjinä, mutta tämä ei takaa tehokasta fosforin pidätystä. Toisaalta allas pidatti tehokkaasti typpeä. Kosteikkosuunnittelussa tulisikin muodostaa laajoja kokonaisuuksia, joissa keskitytään molempien ravinteiden pidättämiseen eri rakenteilla.

Kosteikkojen hoitoon kuuluu myös pohjasedimentin talteenotto ja käyttö. Heikkisen (2010) tutkimusten mukaan pohjasedimentti saattaa pellolle levitettäessä kuitenkin sitoa fosforia, kun se hapettuu uudelleen. Siten Heikkisen tutkimustulosten perusteella kosteikkosedimentin

mentin mukana ei voida palauttaa pelloilta karannutta fosforia uudelleen kasvien käyttöön. Toisaalta tutkimuksessa ei tutkittu sedimentin ominaisuuksia sekoitettuna peltomaa-ainekseen. Lisäksi syntyvän sedimentin määrä ei liene merkittävä, joten tuloksen ei voida todeta vaikuttavan kosteikkojen suunnittelun mielekkyyteen. Siksi laskeutusaltaan pohjasedimentin tutkimustuloksia ei voida tulkita niin, että kosteikot olisivat vesiensuojelun kannalta tehottomia.

Jatkuvatoimisten mittareiden mittausmenetelmiä tulisi jatkossa kehittää ennen niiden laajempaa sovellusta kansalliseen vedenlaadunseurantaan. Jatkuvatoimisella mittauksella voidaan saada tärkeää tietoa valumapiikeistä ja eri toimenpiteiden vaikutuksista valuma-vesien vedenlaatuun. Tällä hetkellä menetelmät eivät ole kuitenkaan riittävän tarkkoja. Esimerkiksi tässä tutkimuksessa anturilla ei pystytty mittaamaan kaikkein suurimpia sameuspäikkejä, mikä voi johtua siitä, että anturin mittauskäyry ”saturoutuu” tietyillä pitoisuuksilla. Oikean anturiteknologian valitseminen on tärkeää, koska suurimman osan kuormituksesta on arvioitu tulevan lyhytaikaisissa kuormituspiikeissä. Koska jokaisella valuma-alueella olosuhteet ovat erilaiset ja muuttuvat vuosittain, anturin tekniset ominaisuudet tulisi soveltaa vallitseviin ympäristön olosuhteisiin. Antureiden säännöllisellä ja riittävän tiheällä huollolla mittauksien laatua voidaan parantaa. Etenkin seisovassa vedessä anturien linssi likaantuu helposti ja tulokset vääristyvät. Jatkuvatoimisten mittareiden käytössä tulee siis huomioida, että mittauksiin liittyy runsaasti epävarmuustekijöitä ja mittarit eivät aina ole järkevä seurantamenetelmä.

Lähteet

Heikkinen, J. 2011. Kosteikkosedimentin fosforivarat ja niiden käyttökelpoisuus kasveille. Pro Terra 54. University of Helsinki. 70 s.

Huttunen, M., Huttunen, I., Vehvilinen, B. & Salmi, P. 2010. TEHO-hankkeen skenaariot SYKE-WFS-VEMALA mallilla. Suomen Ympäristökeskus. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=24541&lan=FI>

Kaasinen, S. 2011. Ravinnetaseet TEHO-tiloilla. Teoksessa: Riiko, K & Yli-Renko, M. (toim.) 2011. TEHO-hankkeen raportteja, osa 2. Edita Prima OY, Helsinki.

Salmi, P., Kulmala, A., Lillunen, A & Koskinen, J. 2010. Karjanlannan typpi- ja fosforimäärät sekä niiden jakautuminen Satakunnassa ja Varsinais-Suomessa. TEHO-hanke, Turku. TEHO-hankkeen julkaisuja 4/2010. 29 s. ISBN 978-952-257-154-0 (nid.).

Yli-Halla, M. & Hartikainen, H. 1996. Release of soil phosphorus during runoff as effected by ionic strength and temperature. Agricultural and Food Science in Finland 5: 193 – 202.

(TIKE 2010. Satotilasto. Viljelykasvien hehtaarisadot vuosina 1998 – 2009. www.matilda.fi)

Liite 1. Altaan vedenlaatutietoja vuosilta 2009 – 2010

Paikka	Sameus	Kiinto-aine (0,4 µm.)	Typpi				Fosfori				pH	Happi		Sulfaatti mg/l
			Kok.N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Kok.P	PO ₄ -P-I	Kok.P-I	PO ₄ -P		mg/l	%	
Yläpuoli 2009			µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	pH	-	-	-
	FTU	mg/l	880	4	100	-	52	32	7	57	7	-	-	-
	Min.	2	2833	10	2089	-	153	40	45	81	7,3	-	-	-
	Ka	65	2050	11	1350	-	140	37	40	67	7,2	-	-	-
	Med.	54	7500	15	6700	-	540	50	190	120	7,6	-	-	-
	Max.	200	30	4	30	0	30	5	27	5	3	0	0	0
Yläpuoli 2010														
	FTU	mg/l	1200	-	8	13	52	23	9	20	6,9	-	-	22
	Min.	4	6887	-	5797	74	264	34	55	120	7,2	-	-	31
	Ka	58	4600	-	3500	48	91	27	39	49	7,2	-	-	30
	Med.	45	17000	-	16000	250	1000	60	120	430	7,8	-	-	42
	Max.	120	15	0	15	6	15	4	14	13	8	0	0	4
Alapuoli 2009														
	FTU	mg/l	530	< 3	< 5	-	38	12	9	54	6,7	-	-	-
	Min.	2	2028	5,2	1282	-	157	32	36	109	7,1	-	-	-
	Ka	35	1150	3	535	-	145	29	32	96	7,1	-	-	-
	Med.	10	7200	10	6300	-	310	72	100	190	7,8	-	-	-
	Max.	210	32	5	32	0	32	5	29	5	11	0	0	0
Alapuoli 2010														
	FTU	mg/l	1100	-	570	4	67	2	7	12	6,7	0,46	4	16
	Min.	2	4567	-	3586	67	151	17	57	72	7,1	5,18	41	43
	Ka	32	3150	-	2500	66	125	4	33	48	7,1	5,85	45	33
	Med.	34	12000	-	11000	130	280	61	250	190	7,8	11	84	110
	Max.	75	18	0	18	6	18	5	15	15	11	10	9	6
Alapuoli 2010 pohja														
	FTU	mg/l	2800	-	660	-	180	5	9	200	6,7	0,2	2	-
	Min.	48	3433	-	1620	-	303	37	47	200	6,8	3,4	26	-
	Ka	91	3200	-	2000	-	270	37	47	200	6,8	1,0	8	-
	Med.	100	4300	-	2200	-	460	68	85	200	6,8	11,4	87	-
	Max.	100	3	0	3	0	3	2	2	1	2	4	4	0

Selitteet: min = otosjoukon minimiarvo, ka = otosjoukon keskiarvo, med = otosjoukon keskimäinen arvo, maks = otosjoukon maksimi-arvo, n = näytemäärä ja FTU = sameuden mittayksikkö.

OSA III

RUSLE-maankulumisherkkyiden mallin käyttö ja mahdollisuudet maatalouden vesiensuojelussa

Joni Koskinen, Kimmo Härjämäki ja Anni Karhunen

SISÄLLYS

Johdanto	44
1. TEHO-hankkeen RUSLE-mallit	45
1.1. TEHO-hankkeen viljelijäpalaute	48
2. RUSLE 25 m -mallin testaus yleissuunnittelun tueksi	49
2.1. Lohkot, joita malli ei tunnista	52
2.2. Lohkot, joita suunnittelija ei tunnista	53
2.3. RUSLE-mallin ja P-lukujen vertailu TEHO-tilojen lohkoilla	56
3. Johtopäätökset	57
Lähteet	59

Johdanto

TEHO-hanke oli mukana maatalouden vesiensuojelua edistävän paikkatiedon kehittämisessä ja testaamisessa. Uutta paikkatietoaineistoa TEHO-hankkeessa edustivat Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen (MTT) Suomen oloihin soveltamalla RUSLE-mallilla luodut eroosioriskikartat. RUSLE-malli on maailmalla laajasti käytetty eroosiomalli, joka kuvaa maaperän eroosioriskiä sadanta-, maaperä-, korkeus-, sekä maanpeite- ja maanmuokkaustietoihin perustuen (Renard ym. 1991). RUSLE-mallin paikkatietosovelluksella (RUSLE-GIS) eroosioriskipaikkoja pystytään arvioimaan tehokkaasti myös maantieteellisesti suurilla alueilla. RUSLE tulee sanoista Revised Universal Soil Loss Equation eli uudistettu yleinen maaperän kulumisen yhtälö. Sen periaatteet kehitettiin Yhdysvalloissa alun perin 1950 – luvun lopulla (Renard ym. 1991). Yhtälö perustuu mittaviin kokeellisiin kenttätutkimuksiin, jotka kattavat yli 10000 peltolohkovuotta (Kinnel 2008).

RUSLE-mallilla arvioidaan laskennallisesti eroosioriskiä kaavojen avulla. Yksiköksi eroosiole muodostuu tonnia/hehtaari/vuosi.

$$A = R K L S C P$$

Missä:

A = Maaperän keskimääräinen kulumisen vuositason yksikössä tonnia/hehtaari/vuosi.

R = Sadetekijä

K = Maaperätekijä

LS = Rinteen pituus- ja jyrkkyystekijä

C = Maanpeitetekijä

P = Viljelytapatekijä

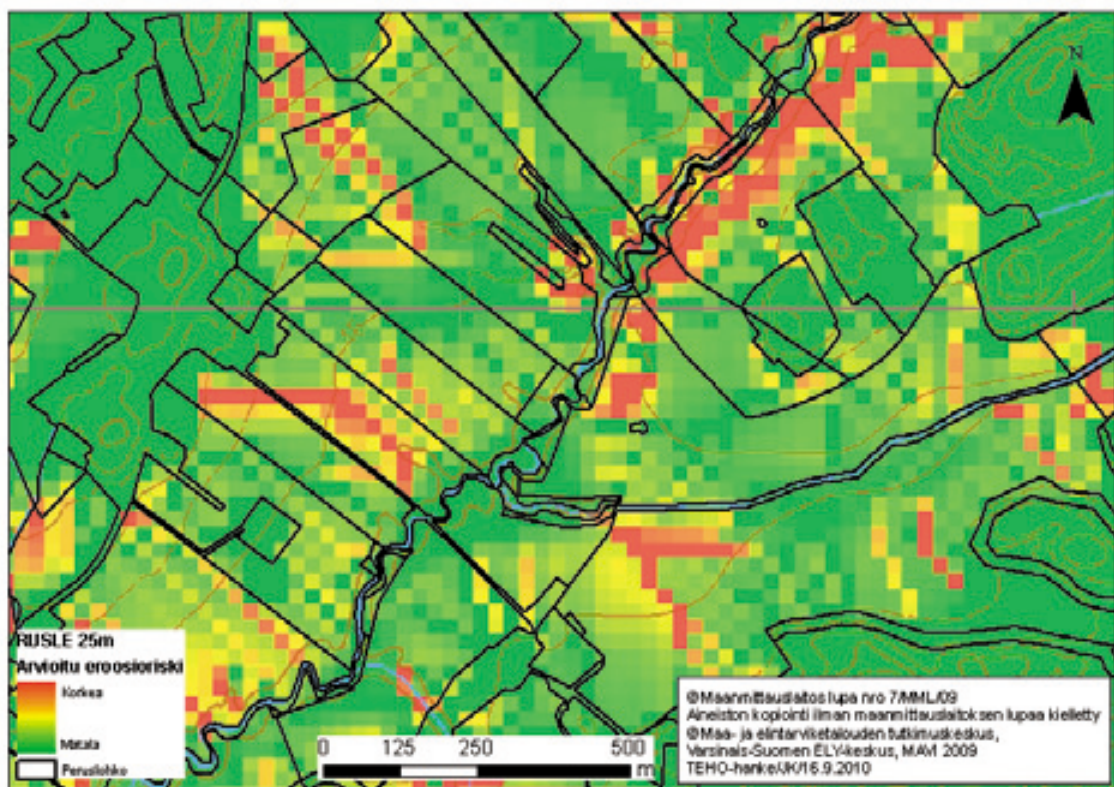
Mallin etu on sen hyvä sovellettavuus maailmanlaajuisesti. Tästä syystä sen kaava on myös hyvin dokumentoitu ja vahvistettu. Yhdysvalloissa malli on ollut käytössä jo vuosikymmeniä (Renard ym. 1991). Suomessa RUSLE-malli on vielä kokeiluasteella ja sitä kehitetään parhaillaan MTT:ssä (Lilja ym. 2011).

RUSLE-mallin yhdistämistä paikkatietoaineistoihin GIS-menetelmin on käytetty viime aikoina määriteltäessä eroosiota valuma-alueella ja toisaalta etsittäessä valuma-alueen sisältä riskipaikkoja (mm. Yue-Qing ym 2008, Arekhi ym. 2010). Näillä menetelmillä RUSLE-mallin eroosioriskin alueelliset erot on mahdollista havainnollistaa laajoilta alueilta, mikä toimii apuna päätöksenteossa. RUSLE-mallissa on myös puutteensa. Esimerkiksi rinteen pituus vain nostaa eroosioriskin arvoa ja siten rinteen pituudella on korostettu merkitys eroosioriskin mallissa. Tosiasiassa rinteessä tapahtuu myös sedimentaatiota, jota malli ei kuitenkaan ota huomioon (Kinnel 2008).

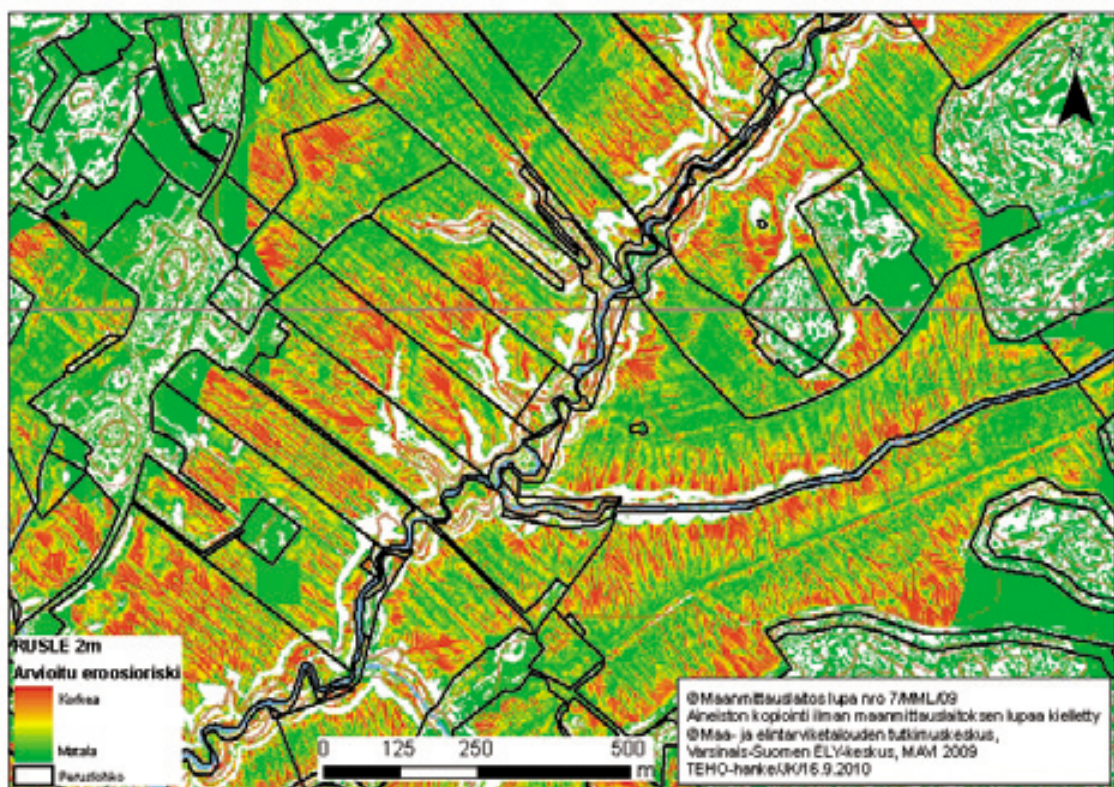
1. Teho-hankkeen RUSLE-mallit

TEHO-hanke sai käyttöönsä MTT:ltä kolmen eri ruutukoon (1 m, 2 m ja 25 m) RUSLE-mallin rasteriaineistoja. Aineistot oli tarkoitettu kulumisherkkyyden laadulliseen arviointiin, koska mallia ei oltu vielä kalibroitu kenttäaineistolla. TEHO-hankkeen tehtävänä oli kerätä viljelijöiden mielipiteitä mallin toimivuudesta. Hankkeen käytössä olevissa RUSLE-aineistoissa käytettiin maaperä-, rinne- ja maanpeitetekijöitä, eli malleista puuttui sade- ja viljelytapa-tekijä. Maaperätekijä perustui Suomen maannostietokantaan ja rinnetekijä digitaaliseen korkeusmalliin. Maanpeitetekijän oletuksena käytettiin laidunta, jota Varsinais-Suomessa on melko vähän, mikä saattaa omalta osaltaan vääristää tuloksia jonkin verran. Tarkemmat RUSLE-aineistot perustuivat laserkeilausaineistosta valmistettuihin korkeusmalleihin. Näistä aineistoista valmistetuissa kartoissa rinnetekijä muuttuu, koska pohja-aineistona oli sekä 2 m X 2m ruutukoon että 1 m X 1 m ruutukoon korkeusmalliaineisto.

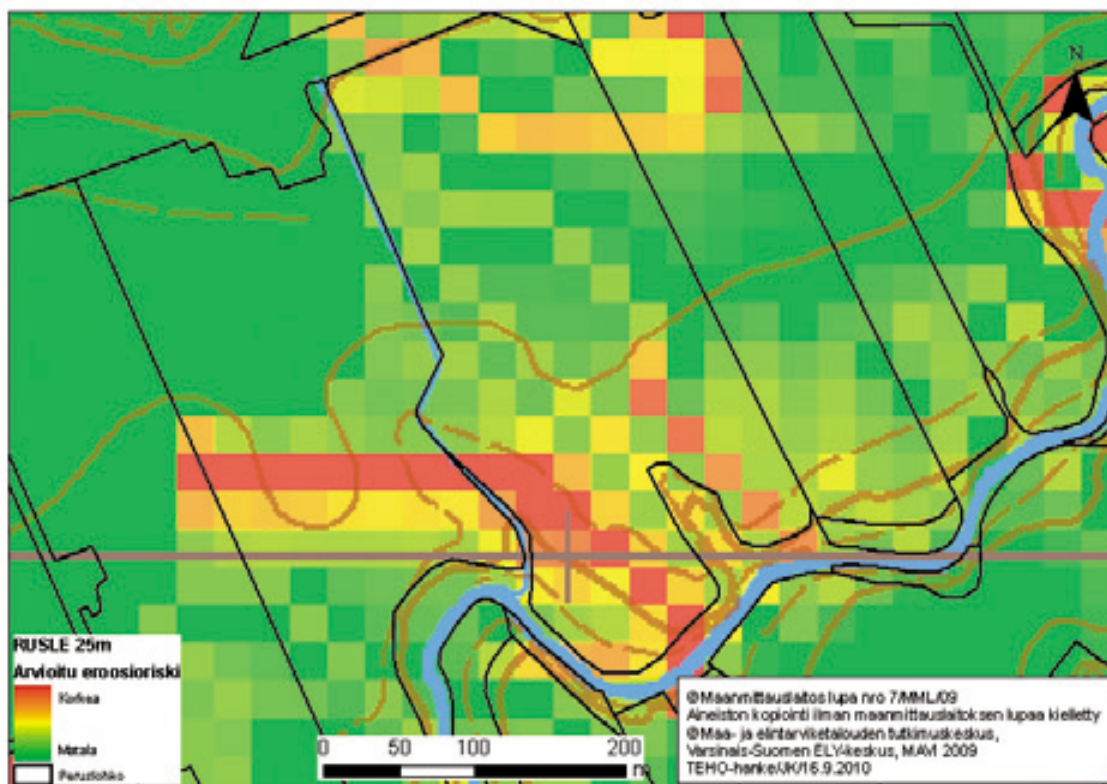
Käytetyllä ruutukoolla on huomattavasti merkitystä lopputulokseen. Kuvissa 1 ja 2 on visualisoitu 25 m x 25 m ruutukoon sekä 2 m x 2 m ruutukoon eroosioriski samalta alueelta. Karkeammalla aineistolla on mahdollista nähdä lohkon sisäisiä eroosioriskin eroja, mutta se ei ole kovin käyttökelpoinen täsmälliseen lohkonsisäiseen eroosioriskin tunnistamiseen. Kuvassa 1 on nähtävissä pitkiä, yhdensuuntaisia, yhden ruudun levyisiä, korkean eroosioriskin alueita. Nämä ovat laskennallisista seikoista johtuvia virheitä, jotka eivät vastaa todellista eroosioriskiä. Tarkemmalla mallilla (kuva 2) lohkon sisäiset eroosiovaihtelut tulevat paremmin esille. Skaalausvirheen takia kuvassa valkoiset alueet ovat kaikkein eroosioherkimpiä. Kuvia vertailemalla voidaan havaita, että korkeimman riskin alueet sijoittuvat osittain samoille kohdille, mutta 2 m resoluution kuvasta on selvästi mahdollista havaita myös veden kulkureittejä. Kuvasta 2 voi havaita, että tarkemmalla resoluutiolla eroosioriskialueiden havainnointi on helpompaa, ja tällöin mallin avulla voidaan tehokkaasti perustella toimenpiteiden kohdentamista eroosioherkimpiin paikkoihin huolimatta niiden sijoittumisesta pellolla.



Kuva 1. RUSLE-malli: 25 metrin ruutukoko.



Kuva 2. RUSLE-malli: 2 metrin ruutukoko.



Kuva 3. RUSLE-malli: 25 metrin ruutukoko.



Kuva 4. RUSLE-malli: 1 metrin ruutukoko.

Kuvissa 3 ja 4 on visualisoitu 25 m x 25 m ruutukoon sekä 1 m x 1 m ruutukoon eroosioriski samalta alueelta. Kuvia vertailemalla voi havaita ruutukoon vaikutuksen tuloksen tulkitaan. Kuvan 4 resoluutiolla peltojen sarkaojat ja pienet eroosio-ojat ovat tunnistettavissa. Karkealla resoluutiolla pellot koostuvat vain joistain kymmenistä ruuduista, eikä samanlaisia kuvioita voida havaita. Molemmat ruutukoot osoittavat kuitenkin alueen eroosioriskialt-teimpien kohtien sijaitsevan jokivarsilla. Kuvassa 4 suurin eroosioriski näkyy skaalausvirheen takia valkoisena.

Visualisointien värejä ei voida suoraa verrata, koska niiden normaalijakaumaan perustuva skaalaus käsittää eri alueen. Eroosioherkkyyden suhteellisuutta voidaan kuitenkin vertail-la. Kaikkein tarkimman resoluution kartta (1 m) tunnistaa suhteellisia eroja, mutta aineisto on niin tarkka, että alueet muodostuvat hyvin tarkoiksi kuvioiksi. Aineisto sopii yksityis-kohtaisiin, lohkonsäisiin tarkasteluihin, mutta sen soveltuvuus alueellisten riskialueiden tunnistamiseen on heikompi, koska aineisto on suuri.

Sen sijaan 2 m aineistosta voidaan havaita selvästi riskialueita. Lisäksi 2 m aineisto on helpommin käsiteltävä kuin 1 m aineisto ja siten soveltuu paremmin laajempien alueiden tarkasteluun.

Karkein 25 m resoluutio takaa aineiston pienuuden, jolloin laajojen alueiden käsittely on helppoa. Alustavasti tämä aineisto on valmiina koko Suomen alueelle. Koko Suomen katta-vaa tarkempaa aineistoa voidaan joutua odottamaan vielä pitkään. Aineisto on liian karkea kuvioiden tunnistamiseen, eikä esimerkiksi sarkaojia ole mahdollista tunnistaa. Lisäksi laskentamenetelmän ominaisuudet luovat virheitä aineistoon. Näyttäisi siis siltä että kar-kea aineisto sopii laajoilla alueilla riskialueiden tunnistamiseen, mutta ei ole kelvollinen paikallisten eroosioriskialueiden mallintajana.

1.1. TEHO-hankkeen viljelijäpalaute

Viljelijöiden kokemukset ja palaute olivat tärkeä tekijä arvioitaessa eroosioriskikarttojen käyttökelpoisuutta. TEHO-hankkeen tilakäyntien yhteydessä keskusteltiin RUSLE-karttojen toimivuudesta tilan pelloilla. Kaikille tiloille oli saatavilla karkea (25 m) RUSLE-kartta ja osalle tiloista lisäksi tarkemmat (2 m ja 1 m) RUSLE-kartat.

Yleisesti viljelijät olivat kiinnostuneita eroosioriskin esiintymisestä. Karkeimman RUSLE:n eroosioriskin tunnistamista pidettiin hyvänä. Monessa tapauksessa malli tunnsti aluei-ta, joilla riski oli myös viljelijän mielestä suuri. Toisaalta, malli tunnsti hyvin myös pienen eroosioriskin alueet. Alueiden täydellinen kohdentaminen oli kuitenkin mahdotonta ja malli näyttääkin paremmin riskialueen keskimääräisen sijainnin. Ongelmana karkeassa mallissa on matemaattisesta laskualgoritmista johtuvat suorakaiteen muotoiset korkean eroosioriskin alueet, jotka eivät vastaa todellisuutta. Virheet vaikuttavat myös skaalauksen havainnointiin, mikä voi olla ainakin osasyynä siihen, että useissa tapauksissa malli ei pystynyt tunnistamaan eroosioriskiä, vaikka se oli viljelijän mielestä ilmiselvä. Tämä kuvaa sekä mallin virheitä että suuresta ruutukoosta aiheutuvan skaalauksen karkeutta.

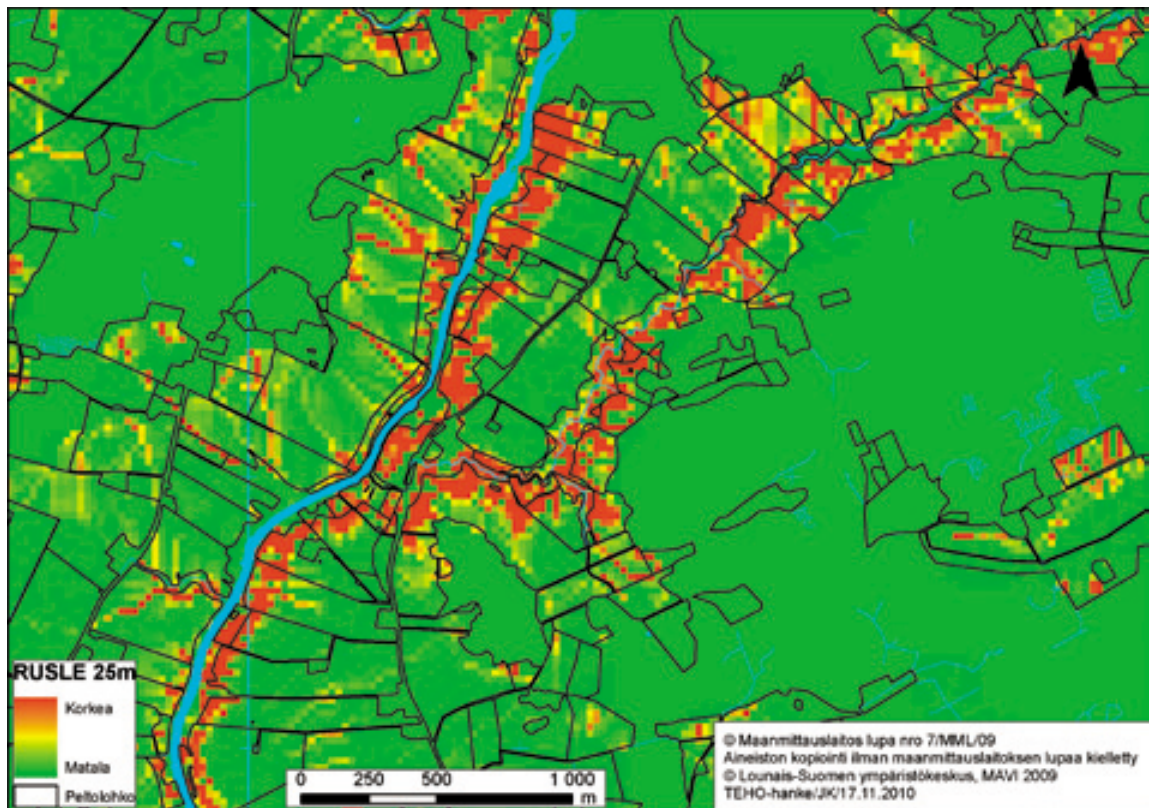
Tarkemman resoluution (2 m x 2 m) kartoista tuli eniten positiivista palautetta viljelijöiltä. Aineisto oli todella tarkka, mutta kuitenkin riittävän karkea, jotta riskialueet tulivat selkeästi esille. Luokitteluvirheestä huolimatta karttojen soveltuvuutta eroosioriskin arviointiin pidettiin todella käyttökelpoisena. Lohkon sisäisen eroosioriskin tunnistaminen oli tarkemalla aineistolla mahdollista. Samoin malli tunnisti paikoin maalajin muutoksista aiheutuvia eroosioriskin kasvuja. Tätä tarkemmat kartat (1 m x 1 m) eivät saaneet niin hyvää palautetta viljelijöiltä. Kartat olivat niin tarkkoja, että vanhat sarkaojat näkyivät selvästi, eikä laajempia eroosioherkkiä kuvioita muodostunut (kuva 4). Tarkempi alueellinen resoluutio vaikuttaa kuitenkin myös skaalaukseen ja siksi tarkin RUSLE-malli ei muodostanut alueita, mitä pidettiin ongelmana.

Viljelijäpalautteen avulla saatiin arvokasta tietoa RUSLE-mallien toimivuudesta. Vaikka kaikissa tapauksissa mallit olivatkin vielä kehitysvaiheessa ja niissä oli puutteita, viljelijöiltä saatiin rohkeasevia kannanottoja mallin parantamiseen. Viljelijät olivat yleisesti kiinnostuneita mallin tuloksista. Viljelijöiltä saadun palautteen perusteella kaavaa tarkistettiin siten, että malli muodostaa selkeämmin alueellisia eroosioriskikokonaisuuksia (Lilja ym. 2011). Tulevaisuudessa tarkemmat RUSLE-mallit luovat uuden työkalun, jonka avulla toimenpiteitä voidaan kohdentaa ottamalla eroosioriski huomioon lohkonsisäisestikin. MTT:llä kehitellään RUSLE-mallin kalibroitua kvantitatiiviseksi ja tässä kehitystyössä tarvitaan edelleen viljelijöiden arvokasta palautetta. Todennäköisesti TEHO Plus-hanke ja MTT jatkavatkin mallin kehittämistä yhteistyössä.

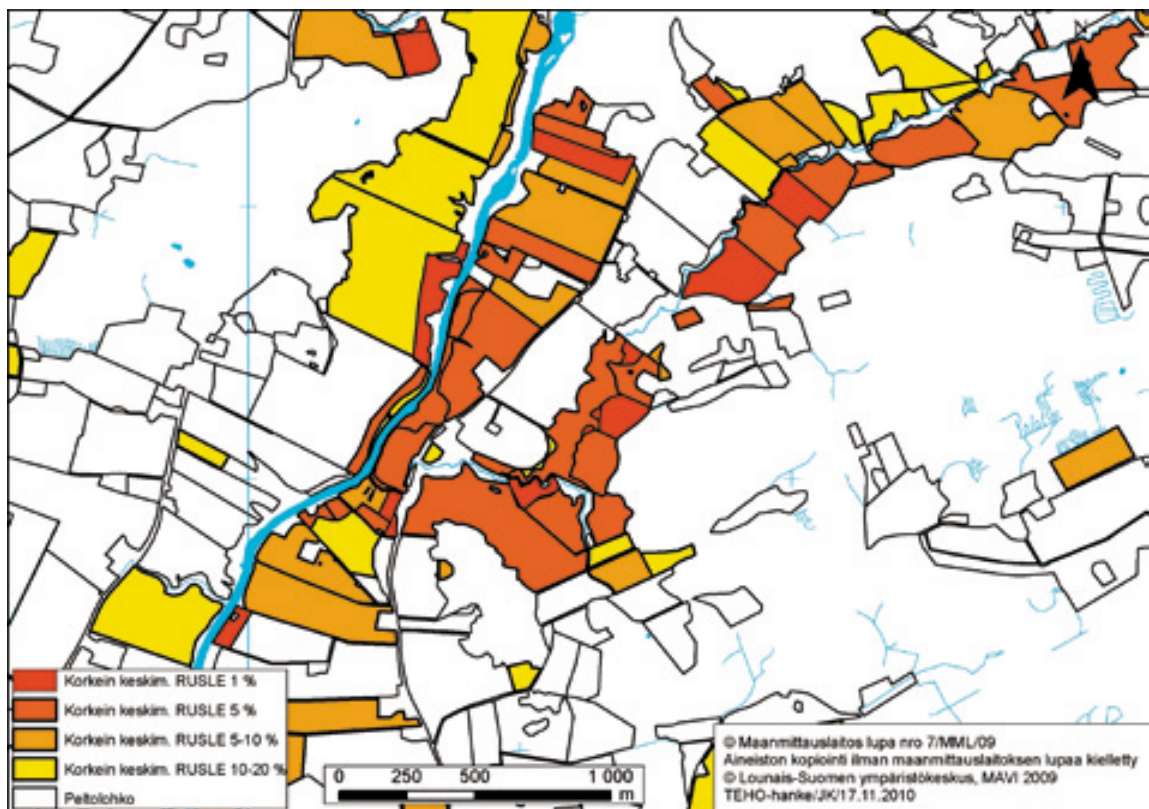
2. RUSLE 25 m – mallin testaus yleissuunnittelun tueksi

RUSLE-mallin ruutukoko määrittelee myös sen soveltuvuuden eri käyttökohteisiin. Karkeakin resoluutio (25 m) pystyy tunnistamaan osittain korkeampien riskitekijöiden alueita. Koska karkean resoluution RUSLE-kartat ovat jo alustavia koko maan kattamalta alalta, niistä saatava hyöty olisi laajalti sovellettavissa koko maahan. TEHO-hankkeessa RUSLE-mallin käyttökelpoisuutta testattiin vertaamalla mallin esittämiä eroosioriskialueita yleissuunnitelmien suojavyöhykesuosituslohkoihin ja suojavyöhykesopimuksen alaisiin alueisiin.

RUSLE-aineisto havainnollistettiin keskihajonnan mukaisesti (Kuva 5). Keskimääräinen eroosioriski laskettiin peltolohkokohtaisesti Aurajoen valuma-alueella. Menetelmässä lasketaan jokaisen lohkon sisällä olevien eroosioriskiruutujen keskiarvo (Kuva 6). Täten jokainen lohko saa lukuarvon eroosioriskille. Huomattavaa on, että lohkon sisällä eroosioriski vaihtelee ja siksi keskiarvo saattaa osassa tapauksista olla harhaanjohtava. Koska malli ei kuitenkaan ole luotettava lohkonsisäisen riskin arvioinnissa, päädyttiin käyttämään lohko-kohtaisia keskiarvoja.



Kuva 5. Resoluutioltaan 25 metrin ruutujen arvot vaihtelevat peltolohkojen sisällä.



Kuva 6. RUSLE-mallin mukaiset kaikkein eroosioriskierkimmät lohkot.

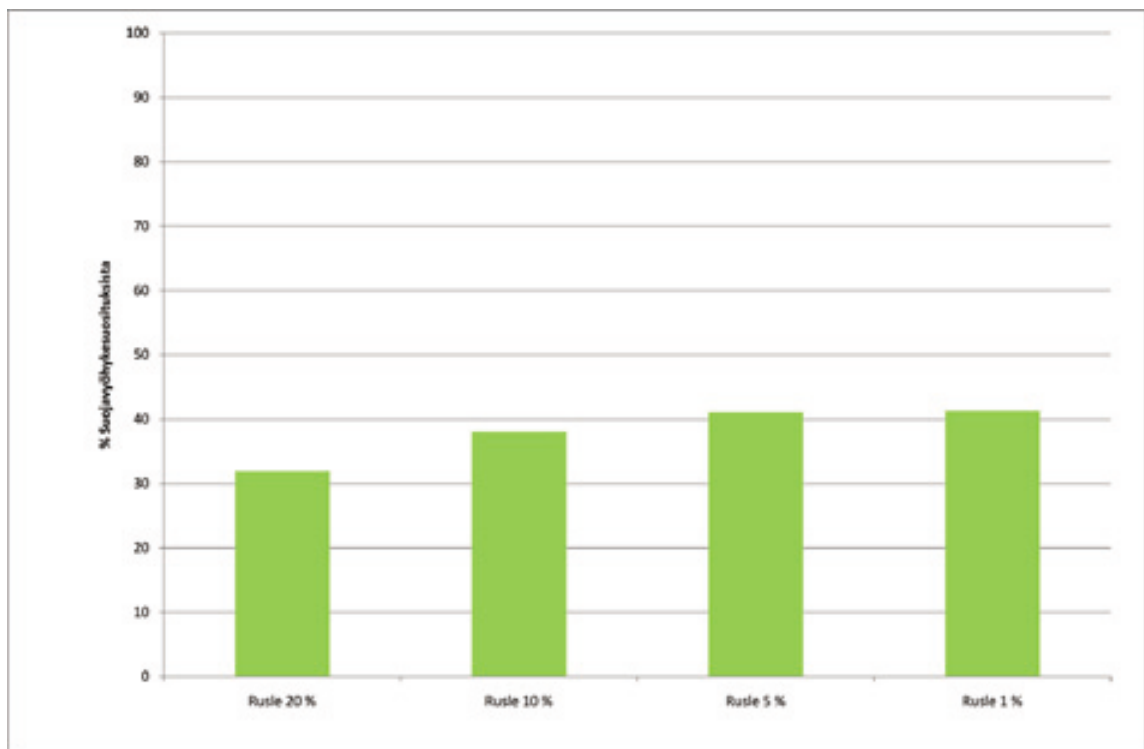
Aurajoen valuma-alueella on yhteensä 10 322 peltolohkoa (tilanne vuodelta 2009), joista valittiin RUSLE-mallin mukaan eroosioherkimpiä lohkoja vertailtavaksi suojavyöhykesuunnitelmaan. Vertailuun otettiin mukaan 20 % mallin mukaan eroosioherkimmistä lohkoista, jotka edelleen jaettiin luokkiin eroosioherkkyyden perusteella (taulukko 1, kuva 6). Vertailussa tarkasteltiin, kuinka suuren osan suojavyöhykesuunnitelma kattaa näistä oletetuista riskilohkoista. Lisäksi tarkasteltiin kuinka moni lohkoista on jo suojavyöhykesopimuksessa. Myös lohkojen sijaintia tarkasteltiin. Yleissuunnittelussa suojavyöhykettä suositellaan vain vesistöjen tai valtaojien varsilla oleville pelloille. RUSLE-mallissa veden läheisyyttä ei oteta lainkaan huomioon, vaan eroosioriski perustuu täysin maaperän, kaltevuuden ja rinnepi-tuuden yhteisvaikutukseen. Tästä syystä osa RUSLE-mallin määrittelemistä korkean eroosioriskin lohkoista saattaa sijaita kaukanakin vesimuodostumista.

Taulukossa 1 on esitetty RUSLE-mallin ja suojavyöhykesuositusaineiston ja -sopimusai-
neiston vastaavuutta. Mallin mukaan kaikkein eroosioaltein viidennes sisälsi 1856 pel-
tolohkoa, joista 150:llä oli suojavyöhykesopimus ja 592 oli suojavyöhykesuositus. Vaikka
RUSLE-mallin lukuarvo ei sinällään kerro mitään eroosioriskin suuruudesta, suojavyöhyke-
sopimus- ja suosituslohkojen RUSLE-keskiarvot ovat kaikkien peltöjen RUSLE-keskiarvoa
suurempia (Taulukko 1). Tämä kertoo siitä, että mallilla saatu tulos ja suunnittelijan arvio
eroosioriskistä ja tarpeellisesta suojavyöhykkeen paikasta ovat samansuuntaisia.

Lukumääräisesti RUSLE-mallin mukaiset korkeimman eroosioriskin pellot eivät täysin vas-
taa suunnittelijan näkemyksiä. Kuitenkin noin 40 % mallin löytämistä kaikkein eroosio-
herkimmistä (RUSLE 1 %) lohkoista vastaa suunnittelijan merkitsemiä lohkoja (Kuva 7).
Otettaessa tarkasteluun mallin mukaan eroosioherkempiä lohkoja, vastaavuus suojavyö-
hykesuosituksen kanssa nousee.

Taulukko 1. RUSLE-mallin ja suunnittelijan suojavyöhykesuunnittelun vertailua.

	Valuma-alueen kaikki pellot	Suojavyöhykesopimus (2009)	Suojavyöhykesuositus
Lohkoa (kpl)	10 322	342	1 309
RUSLE K.a	0,97	3,02	2,36
RUSLE 20 %	1856	150	592
RUSLE 10 %	922	110	351
RUSLE 5 %	455	73	187
RUSLE 1 %	92	22	38



Kuva 7. RUSLE-mallin mukaisten korkeimpien eroosioriskilohkojen vastaavuus suojavyöhykesuosituslohkoihin.

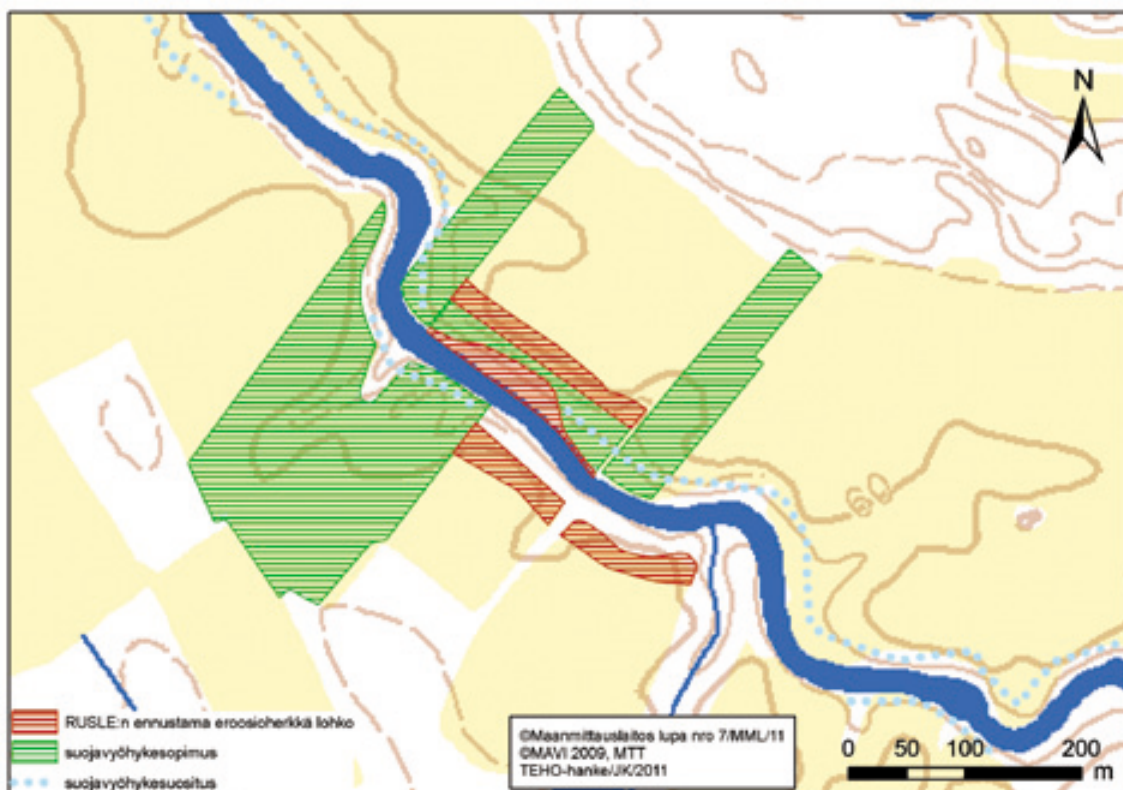
2.1. Lohkot, joita malli ei tunnista

Lohkojen, joita RUSLE-malli ei tunnistanut, sijoittumista vesistöihin nähden tutkittiin. Koska mallissa ei huomioida vesistön läheisyyttä, oletettavaa oli, että suurin osa lohkoista, joita malli ei löytänyt, olisi sijoittunut vesistön lähelle. Aurajoen valuma-alueen peltosten vedenläheisyyttä tarkasteltiin 50 m:n etäisyydellä. Jokainen peltolohko, jonka pienikin osa on 50 m:n etäisyydellä joesta, laskettiin veden läheiseksi pelloksi. Suojavyöhykesopimuslohkoista, joita RUSLE ei tunnistanut (192), oli enintään 50 m:n etäisyydellä Aurajoen valuma-alueen vesistöistä 173. Täten jopa 90 % niistä sopimuslohkoista, joita malli ei tunnistanut, oli vesistön välittömässä läheisyydessä. Suojavyöhykesuosituslohkoista, joita RUSLE ei tunnistanut (717), oli enintään 50 m:n etäisyydellä vesistöistä 650. Siten myös suojavyöhykesuosituslohkoista, joita RUSLE-malli ei tunnistanut, 90 % oli vesistön välittömässä läheisyydessä.

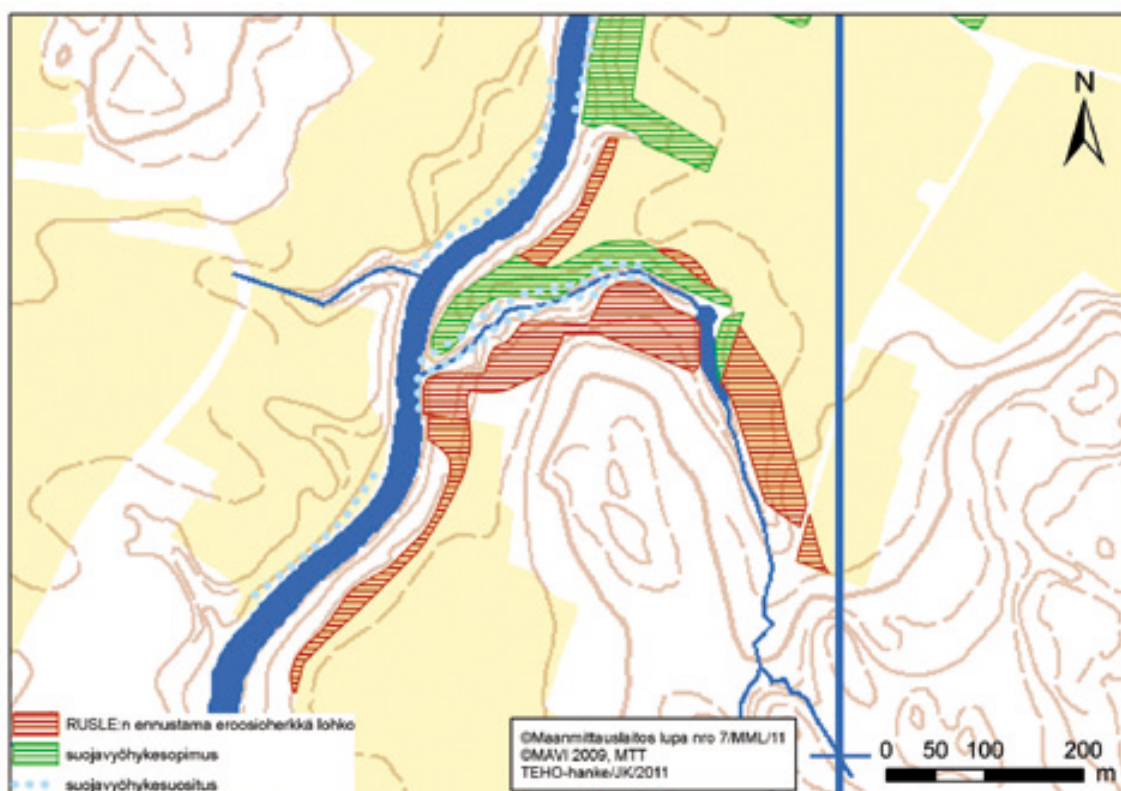
2.2. Lohkot, joita suunnittelija ei tunnista

Toisaalta oli myös lohkoja, jotka RUSLE-mallin mukaan kuuluvat 20 % eroosioherkimpään lohkojen joukkoon (1 264) valuma-alueella, mutta eivät ole suojavyöhykesuosituksen piirissä. Näistä lohkoista 50 m:n päässä vesistöstä sijaitsee 622 eli n. 49 %. Osa näistä lohkoista (51) kuuluu kuitenkin suojavyöhykesopimuksen piiriin, sillä sopimuksia on myös tehty lohkoilla, jotka eivät kuulu suosituksen piiriin. Toisaalta suojavyöhykesuositusta ei ole tehty niille lohkoille, jotka ovat jo olleet sopimuksen piirissä kartoitusta tehtäessä. Samoin lohkot, jotka ovat olleet esim. poissa viljelystä kartoitushetkellä, ovat jääneet ilman suositusta. Kartoituksen tarkkuus myös vaihtelee alueittain ja on paikoin havaittu varsin puutteelliseksi. Monin paikoin luontaisen rantavyöhykkeen on katsottu riittävän korvaamaan suojavyöhykkeen niin, ettei pellolle enää tarvita vyöhykettä.

571 lohkoa, jotka eivät ole suojavyöhykkeinä eivätkä suosituksen alaisia, sijaitsevat vesistön läheisyydessä ja kuuluvat RUSLE-mallin mukaan valuma-alueen 20 % eroosioherkimpään lohkojen ryhmään. Malli ei kuitenkaan pysty ottamaan huomioon viereisiä lohkoja, ja siksi sen ehdottamat lohkot eivät välttämättä ole suoraan hyödynnettävissä suunnittelussa. Ehdotetut lohkot voivat sijaita esimerkiksi suojavyöhykkeiden ylä- tai alapuolella (Kuva 8). Osa lohkoista saattaa myös sijaita suosituksen piirissä. Tämä johtuu siitä, että menetelmä ei ole pystynyt huomioimaan suositusaineistoa kokonaan. Suojavyöhykesuositus- ja peltolohkoaineisto eivät välttämättä aina osu päällekkäin, vaikka suositus viittaakin lohkolle tehtävään toimenpiteeseen (Kuva 9).



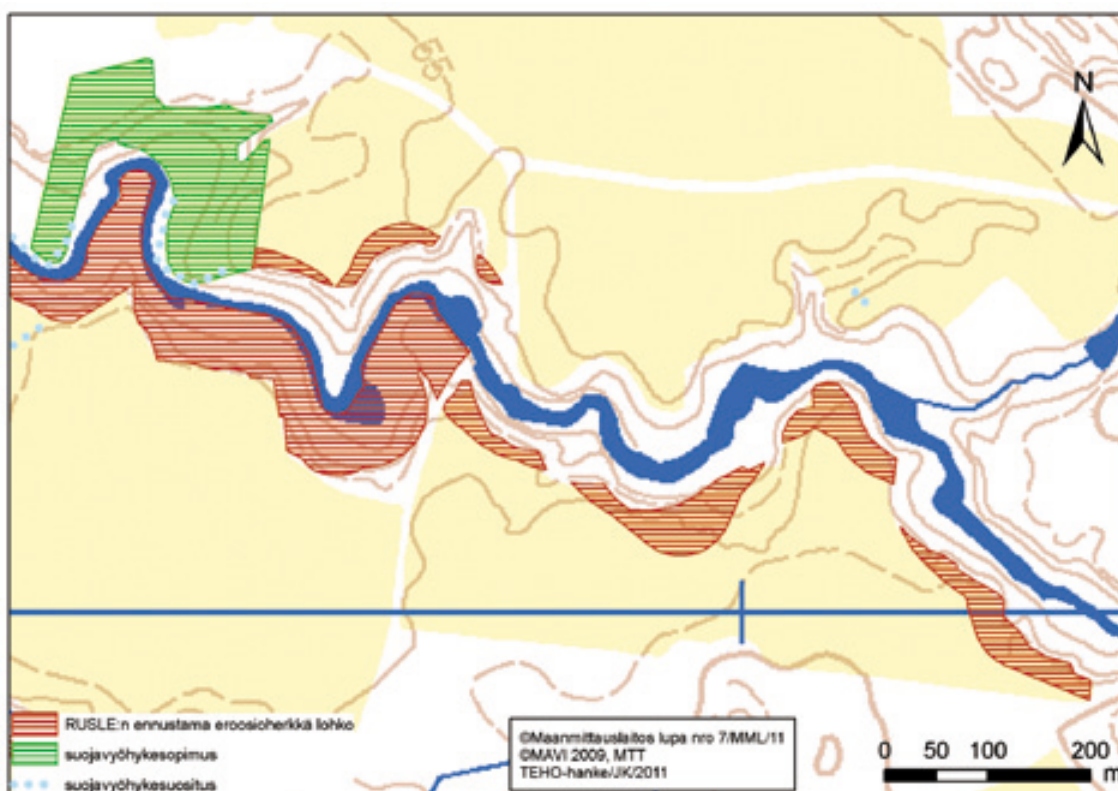
Kuva 8. RUSLE-malli ei ota huomioon lohkojen sijoittumista suojavyöhykkeisiin nähden.



Kuva 9. Paikoin malli ei tunnista suojavyöhykesuositusta (ojan länsipuoli).

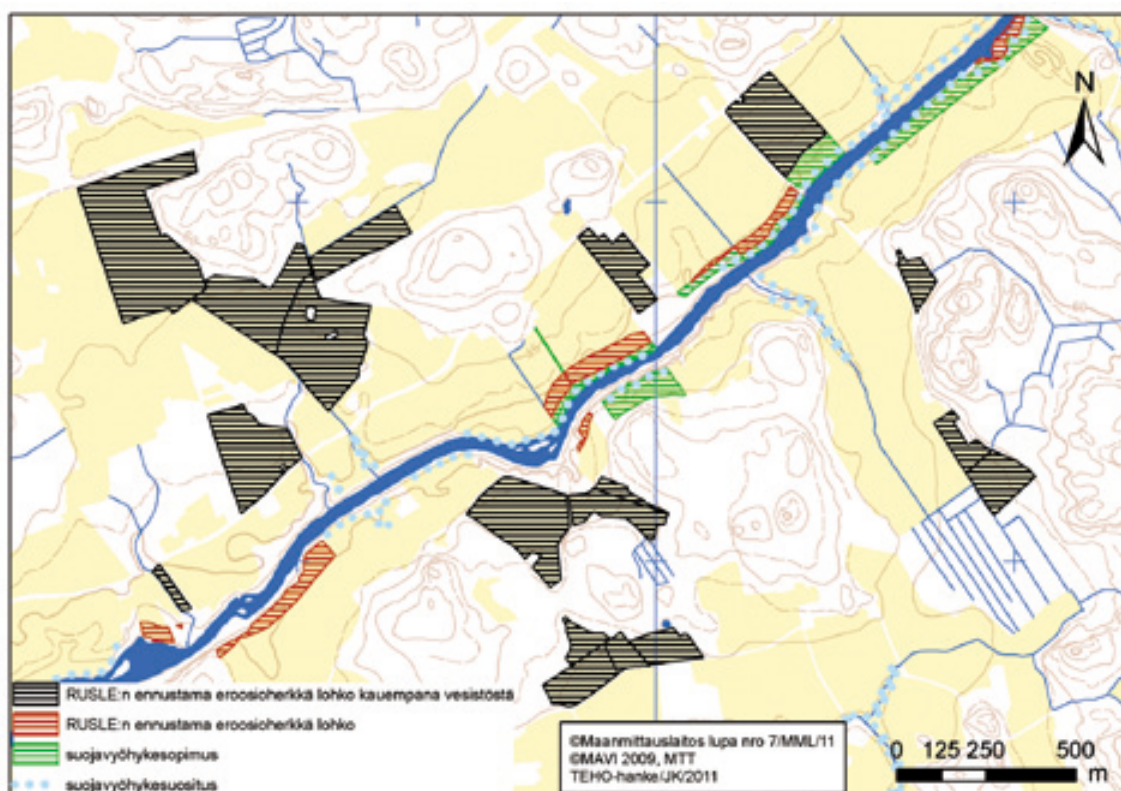
RUSLE-mallin avulla voitiin kartoittaa valuma-alueella selkeitä yleissuunnittelun puutteita (Kuva 10). Useissa paikoissa, joissa malli esitti suojavyöhyketarvetta, ei suositusta vielä ollut, vaikka suojavyöhykesuunnitelma oli alueelle laadittu. Malli toimiikin hyvin tarkistettaessa jo tehtyjen suojavyöhykesuunnitelmien kattavuutta, ja mallia voitaisiinkin käyttää suunnitelmien täydentämiseen.

ELY-keskusten yleissuunnitteluaineistojen tarkkuus on vaihtelevaa, ja ohjeistuksesta huolimatta suojavyöhykesuunnitelman kohteet perustuvat subjektiivisiin arvioihin ja työpöydän ääressä tapahtuneeseen karttatyöskentelyyn. Alueilla, joilla ei vielä yleissuunnitelmia suojavyöhykkeidenkään osalta ole tehty, on RUSLE:n kaltaisista malliaineistoista hyötyä. Toki alueet tulee vielä tarkistaa suunnittelijan toimesta, mutta tämän tarkastelun perusteella RUSLE toimii hyvin riskilohkojen kohdentamisessa. Todennäköisesti eniten hyötyä RUSLE:sta verrattuna maastotyöhön perustuvaan tarkasteluun on kohteissa, joissa on varsin pitkä, mutta loivasti uomaa kohti viettävä lohko, jonka maalaji on hiesua. Maastohavaintojen yhteydessä tällainen kohde saattaisi jäädä merkitsemättä suojavyöhykesuosituksiin, mutta malli poimisi kohteen suurena eroosioriskikohteena.



Kuva 10. RUSLE-malli osoittaa myös eroosioherkkiä lohkoja, joita ei ole suojavaöhykesuosituksen tai -sopimuksen piirissä.

Koska malli pystyy kohdentamaan riskialueita, on tarpeen myös tarkastella niitä lohkoja, joita malli ehdottaa riskilohkoiksi, mutta joita ei ole suunnittelussa huomioituja ja jotka eivät sijaitse vesistön lähellä. Näistä lohkoista 11 on suojavaöhykesopimuksessa. Siten 632 lohkoa on sekä sopimuksen että suosituksen ulkopuolella. Suojavaöhyke ei ole kuitenkaan läheskään aina näille lohkoille järkevin toimenpide ja sitä kannattaa ohjata ensisijaisesti vesistön varren lohkoille. Toisaalta näillä lohkoilla voitaisiin harkita esimerkiksi muokkausmenetelmien muuttamista tai talviaikaista kasvipeitteisyyttä, jolloin eroosioriski olisi otettu huomioon myös kauempana vesistöstä (Kuva 11).



Kuva 11. RUSLE-mallin potentiaali ei rajoitu ainoastaan jokivarsiin.

2.3. RUSLE-mallin ja P-lukujen vertailu TEHO-tilojen lohkoilla

Lohkojen keskimääräistä RUSLE-arvoa verrattiin niiden fosforiluokkiin. P-lukuihin perustuvat viljavuusluokat saatiin yhteensä 1766 lohkokosta. RUSLE-arvon ja fosforiluokan välistä riippuvuutta arvioitiin Pearsonin korrelaatiotestillä. Korrelaatiotestin perusteella RUSLE-arvoilla ja viljavuusluokilla ei ollut riippuvaisuutta keskenään (taulukko 2). Siten TEHO-tilojen lohkot, jotka ovat eroosioherkempiä, eivät olleet viljavuusluokaltaan korkeimpia.

Taulukko 2. RUSLE:n ja P-luokkien välinen korrelaatio.

	RUSLE	P-luokka
RUSLE Pearsonin korrelaatio	1	-0,034
Testin merkitsevyys		0,148
n	1766	1766

3. Johtopäätökset

Edellä esitetty vertailu RUSLE-mallin ja suojavyöhykesuositusten sekä suojavyöhykesopimusten välillä antaa aihetta kahdenlaiseen tulkintaan. Ensinnäkin RUSLE-mallilla voisi olla potentiaalia suojavyöhykkeille sopivien paikkojen määrittelyssä, jos vesistön läheisyys pystyttäisiin yhdistämään aineistoon. Vesistön läheisyys on epäilemättä yksi tärkeimmistä tekijöistä toimenpiteiden kohdentamistarpeiden arvioinnissa, vaikka se ei suoraan vaikuta maaperän eroosiorisktiin. Malli saattaisi toimia hyvänä tausta-aineistona yleissuunnitelmia laadittaessa. Lisäksi mallin kanssa voitaisiin täydentää olemassa olevia aineistoja. Toisaalta, koska malli pystyy määrittelemään eroosioriskin vesistön läheisyydestä huolimatta, sitä voitaisiin käyttää myös esimerkiksi muokkaustoimenpide-ehdotusten perusteena.

Suojavyöhykesuositukset ja suojavyöhykesopimukset ovat lähes poikkeuksetta vesistöjen lähellä sijaitsevilla lohkoilla. RUSLE-malli saattaa tarjota työkalun, jolla myös suojavyöhykkeiden alueellinen sijoittelu voisi olla tehokkaampaa ilman perinteisiä, osittain subjektiivisia, käsityksiä suojavyöhykkeiden sijoittelusta ja luonteesta. Tukikelpoisuutta voitaisiin laajentaa kaikkien ojien varsille, jos läheisyydessä on havaittavaa eroosioriskiä. Tällä hetkellä tukiehdoissa ovat mukana vain vesistön tai valtaojan varrella olevat lohkot. Toisaalta RUSLE-mallin voi nähdä myös työkaluna korkeiden eroosioriskilohkojen havaitsemiseen, vedenläheisyydestä huolimatta. Tällöin mallilla voidaan perustella vesiensuojelutoimenpiteitä myös muualla kuin vesistöjen välittömässä läheisyydessä.

Olisi myös syytä pohtia, voisiko suojavyöhykkeen sopimusehtojen puitteissa perustaa vihervyöhykkeitä tulevaisuudessa myös muualle kuin uomien läheisyyteen eroosiota estämään. Ranskalaiset tutkijat ovat esittäneet, että pitkänomaisilla uomaan viettävillä lohkoilla tehokkaita suojavyöhykkeiden paikkoja voisivat olla myös lohkojen sisällä olevat luontaiset notkelmat ja jyrkkiä rinteitä leikkaavat vihervyöhykkeet ja nurmipeitteiset ”taskut”, ei pelkästään 5 – 15 metrin jokivarsikaistale (Härjämäki, K., suullinen tiedonanto 17.11.2010). Nämä kohdat ovat usein taloudellisesti lohkon heikkotuottoisempia osia. RUSLE-malli voisi toimia tällaisessakin tapauksessa suunnittelun apuna, varsinkin hiesuisilla maalajeilla.

Tarkemman resoluution RUSLE-karttojen avulla suojavyöhykkeiden suunnittelu on lohkonsisäisestikin mahdollista. Ne tarjoavat aivan uusia mahdollisuuksia ja ennen kaikkea työkaluja vesiensuojelutoimenpiteiden tarkkaankin kohdentamiseen. Tulevaisuudessa Suomeen tullaan tekemään koko valtakunnan kattavat tarkemmat eroosiokartat. Nämä koko maan kattavat kartat tullaan säätämään Suomen olosuhteisiin MTT:n koekenttien tietojen, vedenlaatumittausten sekä TEHO-hankkeen viljelijöiltä keräämän palautteen avulla. Pyrkimyksenä on määrittää eroosioriskille lukuarvo, jolloin sen vertailu muihin tutkimuksiin ja käyttö esimerkiksi ympäristöarvon arvioinnissa on mahdollista (Lilja ym. 2011). Siihen asti käytössä olevien karttojen hyödyntämisen vaihtoehtoja tulisi kuitenkin pohtia. Suhteellinen eroosioriski antaa suuntaa tarvittaville toimenpiteille monissa tapauksissa.

RUSLE-mallin tuloksia käytetään fosfori-indeksin eroosioriskikomponenttina mm. Yhdysvalloissa eri osavaltioissa ja Ruotsissa (Heckrath ym. 2007). Mikäli Suomen oloihin kehitetään fosfori-indeksi, RUSLE:n sisällyttäminen indeksiin eroosioriskiä kuvaamaan lienee luonte-

vinta. Lohkon eroosioriskillä ja maaperän fosforipitoisuudella ei kuitenkaan ole välttämättä riippuvuutta, kuten tässä tutkimuksessa havaittiin. Fosfori-indeksin valmistelu vaatii vankkaa tutkimuspohjaa, jotta voidaan määrittää kunkin komponentin painoarvo fosforikuormitukseen.

RUSLE:n kaltaisia aineistoja kannattaisi hyödyntää erityisesti viljelijöille suunnattujen koulutustilaisuuksien yhteydessä. Selkeä ja looginen kartta-aineisto herättää hankkeen kokemusten perusteella paljon keskustelua, mutta myös luottamusta. Malli perustuu luotettaviin, mitattaviin ja varsin pysyviin aineistoihin, joiden myötä esimerkiksi tarpeelliset suojavyöhykkeen paikat on helpompi vakuuttavasti perustella.

Tulevaisuudessa kartta-aineistoja tulisi aktiivisemmin hyödyntää tehokkaiden ympäristön-suojelutoimenpiteiden markkinoinnissa ja kohdentamisessa. RUSLE-aineiston saaminen esimerkiksi viljelijöiden käyttämään VIPU-palveluun tai muuhun viljelijälle suunnattuun kartta-aineistoon, helpottaisi merkittävästi toimenpiteiden kohdentamista ja vähentäisi yksittäiseen asiakokonaisuuteen tarvittavaa tilakohtaisen neuvonnan tarvetta.

Lähteet

Arekhi, S., Niazi, Y., Kalteh, A. (2010). Soil erosion and sediment yield modeling using RS and GIS techniques: a case study, Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, 1 – 12.

Heckrath, G., Bechmann, M., Ekholm, P., Ulén, B., Djodjic, F & Andersen H.E. (2008). Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorous loss in Nordic catchments. *Journal of Hydrology* 349, 68 – 87.

Kinnel, P. (2008). Sediment delivery from hillslopes and the Universal Soil Loss Equation: some perceptions and misconceptions. *Hydrological Processes* 22:3168 – 3175.

Lilja, H., Hyväluoma, J., Puustinen, M., Uusi-Kämppä, J. & Turtola, E. (2011). Karttapohjaiset eroosioriskimallit vesiensuojelun tueksi: RUSLE-eroosioriskimallien kehittäminen ja alustava kalibrointi. Tutkimuksen loppuraportti MTK Säätiölle 31.12.2010 (täydennetty 27.1.2011)

Renard, K., Foster, G., Weesies, G., Porter, J. (1991). Revised Universal Soil Loss Equation. *Journal of Soil and Water Conservation* 46:30 – 33.

Yue-Qing, X., Xiao-Mei, S., Xiang-Bin, K., Jian, P., Yun-Long, C. (2008). Adapting the RUSLE and GIS to model soil erosion risk in a mountains karst watershed, Guizhou Province, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 141:275 – 286.

KUVAILULEHTI

<i>Julkaisija</i>	TEHO-hanke			<i>Julkaisuaika</i> Syyskuu 2011
<i>Tekijä(t)</i>	Joni Koskinen ja Jani Pelttonen (toim.)			
<i>Julkaisun nimi</i>	TEHO-hankkeen raportteja, osa 5			
<i>Julkaisusarjan nimi ja numero</i>	TEHO-hankkeen julkaisuja 8/2011			
<i>Tiivistelmä</i>	<p>Tehoa maatalouden vesiensuojeluun (TEHO) -hankkeen tavoitteena on edistää maatalouden vesiensuojelua. Tässä julkaisuun on koottu kokemuksia ja tuloksia hankkeen aikana tehdyistä vedenlaatu-mittauksista sekä maan pinnan kulumisherkkyyttä kuvaavan RUSLE-mallin käytön sovelluksista.</p> <p>Julkaisun ensimmäinen osa käsittelee hankkeessa testattua automaattista vedenlaadunseurantaa ja sen luomia mahdollisuuksia ja toisaalta haasteita maatalouden vesiensuojelussa. Toinen raportti käsittelee automaattimittareiden soveltuvuutta yksittäisen vesiensuojelutoimenpiteen, tässä tapauksessa laskeutusaltaan, vaikuttavuuden arviointiin. Julkaisun kolmas osa käsittelee RUSLE-mallin soveltuvuutta maatalouden vesiensuojelun neuvonnan apuvälineeksi ja toisaalta mallin soveltuvuutta yleissuunnittelun tueksi.</p> <p>Julkaisu on toteutettu osana Tehoa maatalouden vesiensuojeluun (TEHO) -hanketta.</p>			
<i>Asiasanat</i>	automaattinen vedenlaadunseuranta, laskeutusallas, RUSLE-malli, eroosio, yleissuunnittelu			
<i>Rahoittaja/toimeksiantaja</i>	TEHO-hanke			
	ISBN 978-952-257-341-4 (nid.)	ISBN 978-952-257-342-1 (PDF)	ISSN 1798-1115 (pain.)	ISSN 1798-1123 (verkkoj.)
	<i>Sivuja</i> 61	<i>Kieli</i> suomi	<i>Luottamuksellisuus</i> julkinen	<i>Hinta</i> -
<i>Julkaisun myynti/jakaja</i>	TEHO-hanke / Varsinais-Suomen ELY-keskus Ympäristö ja luonnonvarat PL 523, 20101 Turku puh. 020 636 0060			
<i>Julkaisun kustantaja</i>	TEHO-hanke			
<i>Painopaikka ja -aika</i>	Kopijyvä Oy, Jyväskylä 2011			

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	TEHO project			<i>Date</i> September 2011
<i>Author(s)</i>	Joni Koskinen and Jani Peltonen (ed.)			
<i>Title of publication</i>	TEHO-hankkeen raportteja, osa 5			
<i>Publication series and number</i>	TEHO-hankkeen julkaisuja 8/2011			
<i>Abstract</i>	<p>The main objective of the TEHO project is to promote agricultural water protection. The current publication gathers up results and experiences on water quality measurements and different applications of RUSLE-model.</p> <p>The first report focuses on automatic water quality monitoring in agricultural water protection. The second report deals with the suitability of automated water quality monitoring in evaluating the efficiency of the sedimentation pond as a measure of decreasing non-point nutrient load. The third report focuses on the novel method called RUSLE model and the applications it may bring to the field of agricultural water protection.</p> <p>The publication is published as a part of TEHO project.</p>			
<i>Keywords</i>	automatic water quality measurement, sedimentation pond, RUSLE, erosion, buffer zone			
<i>Financier/ commissioner</i>	TEHO project			
	ISBN 978-952-257-341-4 (pbk.)	ISBN 978-952-257-342-1 (PDF)	ISSN 1798-1115 (print)	ISSN 1798-1123 (online)
	<i>No. of pages</i> 61	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i> -
<i>For sale at/ distributor</i>	TEHO project / Centre for Economic Development, Transport and the Environment for Southwest Finland P.O. Box 523, FIN-20101 Turku tel. +358 20 636 0060			
<i>Financier of publication</i>	TEHO project			
<i>Printing place and year</i>	Kopijyvä Oy, Jyväskylä 2011			

Julkaisuun on koottu kolme TEHO-hankkeen kokeiluista ja selvityksistä kirjoitettua raporttia. Ensimmäinen raportti käsittelee automaattisten mittalaitteiden käyttöä vedenlaadun seurannassa. Toisessa raportissa tutkitaan automaattiasemien avulla laskeutusaltaan ravinteiden ja kiintoaineen pidätyskykyä. Kolmannessa raportissa esitetään RUSLE-mallin käyttöä maatalouden vesiensuojelun kohdentamisen työkaluna.



ISBN 978-952-257-341-4 (nid.)
ISSN 1798-1115 (pain.)
ISBN 978-952-257-342-1 (PDF)
ISSN 1798-1123 (verkkokoj.)